Restaurering av övergödda sjöar

- Erfarenheter från EU-projektet Algae Be Gone!

Algae Be Gone! – är ett dansk-svenskt samarbetsprojekt som syftar till att förbättra den ekologiska statusen i sjöarna Ringsjön och Sjælsø. Projektet delfinansieras av EU via Interreg IVA programmet. Andra finansiärer är tre svenska och tre danska kommuner, samt företag och universitet.

Handbok:

Restaurering av övergödda sjöar

Algae Be Gone!

http://www.algaebegone.eu

THE EUROPEAN UNION
The European Regional Development Fund

Interreg IV A
ÖRESUND – KATTEGAT – SKAGERRAK

DEN EUROPAISKE UNION – DETTE PROJEKT FINANSIERES AF INTERREG IVA

Håndbogens forfattere:

Håkan Bergknut
Projektledare
Algae Be Gone!

Per Nyström
Projektledare
Algae Be Gone!

Ole Dahlqvist Sørensen
Koordinerende projektleder
Allerød Kommune

Pernille Enevoldsen
Kommunikatør
Allerød Kommune

Richard Nilsson
Vattenhandläggare
Höörs Kommun

Carsten Bjørn
Konsulent
Niras

Mattias Ekvall
PhD
Lunds Universitet

Lars-Anders Hansson
Prof. Limnology
Lunds Universitet

Helle Jerl Jensen
Konsulent
Fiskeøkologisk Laboratorium

Jens Peter Müller
Konsulent
Fiskeøkologisk Laboratorium

Nathalie Westas
Student, Lunds Universitet

Johan Karlsson
Student, Lunds Universitet

Camilla Svensson
Student, Lunds Universitet

Titel: Resturering av övergödda sjöar – en handbok baserad på erfarenheter i Ringsjön och Sjælsø

Udgivet i forbindelse med projektet Algae Be Gone!

Udgivet: September 2014

INDHOLD

FORORD *3*
ENGLISH SUMMARY *4*
DANSK SAMMENFATNING *8*
SVENSK SAMMANFATTNING *11*

SEKTION 1: ALGAE BE GONE! **14**

Kapitel 1: Konceptet Algae Be Gone! *15*
Kapitel 2: Övergödning av sjöar – en kort bakgrund *17*
Kapitel 3: Kommunikation i projektet *24*
Kapitel 4: GIS och allmänheten – resurser i arbetet inom avrinningsområdet *31*

SEKTION 2: SJÆLSØ **33**

Kapitel 5: Algeopblomstring i Sjælsø *34*
Kapitel 6: Fiskebestanden i Sjælsø *38*
Kapitel 7: Intern belastning *51*
Kapitel 8: Ekstern belastning *55*
Kapitel 9: Fosforbalance *59*
Kapitel 10: Biotopkartering av vattendragen runt Sjælsø *62*

SEKTION 3: RINGSJÖN **82**

Kapitel 11: Biomanipulering – utvärdering av olika metoder i Ringsjön *83*
Kapitel 12: Biomanipulering – uttag och påverkan på fisksamhällena *91*
Kapitel 13: Biomanipulering – effekter på ekosystemnivå *95*
Kapitel 14: Intern och extern belastning – var finns fosforn? *106*

Ordbog **113**

BILAG

Bilag 1: Biomanipulation efficiency – evaluation of fishing efforts in Lake Ringsjön

Bilag 2: Effects of biomanipulation on fish communities in Lake Ringsjön

Bilag 3: Macrophytes in Lake Ringsjön – responses to fish biomanipulation

Bilag 4: Kan turbiditetsmätningar förutsäga fosforkoncentrationer i vattendrag? En fallstudie från Ringsjöns avrinningsområde

Bilag 5: Åtgärdsförslag till identifierade högriskområden för fosforläckage inom Hörbyåns avrinningsområde

Förord

Av Anna Palm, Kommunalråd, Höörs kommun

Friskt och rent vatten är en förutsättning för att människor och djur ska kunna leva på jorden. Våra sjöar i Östersjöregionen erbjuder fina möjligheter till bad, rekreation och god produktion av dricksvatten. Tyvärr har många sjöar, även i Östersjöregionen, drabbats av övergödning med giftiga algblomningar som följd. Detta är ett problem som måste lösas om kommande generationer ska ha tillgång till friska sjöar med rik biologisk mångfald.

I denna handledning redovisas resultat och erfarenhet från ett samarbetsprojekt mellan Sverige och Danmark, Algae Be Gone! (ABG). ABG genomfördes i perioden 2011-2014 och delfinansierades av EU (Interreg IVA). Den övergripande målsättningen med ABG var att utöka det gränsregionala samarbetet mellan Danmark och Sverige genom att försöka komma tillrätta med övergödningen i två sjöar. Sjælsø i Danmark och Ringsjön i Skåne. Initiativtagare och medfinansiärer i ABG har varit de danska kommunerna Allerød, Hørsholm och Rudersdal. I Sverige har kommunerna Höör (leadpartner i projektet), Hörby och Eslöv varit medfinansiärer, liksom Lunds Universitet och dricksvattenproducenten Sydvatten AB.

Algblomningarna har bland annat medfört försämrad livsmiljö för många av arterna i sjöarna, och inte minst har algblomningarna försämrat bad- och rekreationsmöjligheterna. Ringsjön är också en viktig reservvattentäkt för ca 800 000 Skåningar. För att bland annat uppfylla kraven i EU:s vattendirektiv måste övergödda sjöars ekologiska och kemiska status förbättras. Men hur gör man detta på ett långsiktigt och kostnadseffektivt sätt så att våra barn och barnbarn ska kunna ha tillgång till rena och friska sjöar? Detta har ABG arbetat intensivt med. Projektet har varit möjligt genom ett mycket bra samarbete mellan Öresundssekretariatet, kommuner, företag, allmänheten, markägare, fiskare, forskare och universitetsstudenter. Handledningen är projektets ”vetenskapliga” slutprodukt och vänder sig främst till tjänstemän och andra som är intresserade av frågor som rör övergödning av inlandsvatten. Handledningen innehåller även mycket av de erfarenheter vi fått när vi arbetat gränsregionalt inom ett EU-projekt.

Vi som arbetat inom projektet hoppas att ni ska få stor nytta av handledningen i ert viktiga miljöarbete.

Anna Palm,

Styrgruppens ordförande

English Summary

This handbook is a result of the Interreg IVA EU:project Algae Be Gone! The project was running from 2011 to 2014. The chapters are written in Danish or Swedish but some of the studies which can be found in the appendix are written in English. The main goals of the project were to:

- Increase the co-operation in the Öresund region between Denmark and Sweden (the municipalities of Allerød, Hørsholm, Rudersdal, Höör, Eslöv and Hörby, the drinking water supplier Sydvatten AB, and the Department of Biology, Lund University).
- Develop cost efficient methods for restoration of eutrophic lakes in Europe which result in long-term effects.
- Conduct biomanipulation (removal of cyprinid fish) in two eutrophic lakes (Lake Sjælsø in Denmark and Lake Ringsjön in Sweden).
- Conduct research on zooplankton grazing on toxic algae and the responses of algae and concentrations of algal toxins after biomanipulation.
- Reduce the intensity and frequency of toxic algal blooms in the lakes, thus improving ecological status, recreation values, and suitability of the lakes as drinking water reservoirs.

The concept of Algae Be Gone! was to be transparent and to involve the public in the catchments during the whole period. Furthermore, in terms of restorations the idea was to have an overall perspective when aiming at reducing toxic algal blooms, i.e. to simultaneously conduct actions within the lakes (biomanipulation and reducing internal P loading) and in the catchment (find the main sources of external P loading). With all this information it was possible to make priorities with respect to future restorations.

The expected ecological results of the project were not possible to achieve in the limited time schedule set for the project. It was not possible to conduct the biomanipulation of the Danish lake due to an appeal by local anglers and the carp association. Nevertheless, it was possible to test different methods for improving (methods of) biomanipulation in the lake.

Based on the results and experiences from this project our recommendations are:

Specific goals

- In order to evaluate and present the effects of actions it is important to have goals that are possible to follow up on and which have scientific back up in the literature. This of course requires data before actions starts in the lakes. Long term data are extremely valuable. This was certainly the case in Lake Ringsjön with respect to algae, macrophytes, zooplankton, fish, benthic invertebrates and water fowl. In this case we had the goals of increasing the depth distribution of submerged macrophytes in the lakes with at least 25 % coverage. In order to achieve this, the biomanipulation was aiming to reduce of the cyprinid biomass by at least 80-90 % during the period, subsequently following an increase in the abundance of large perch (*Perca fluviatilis*) (>10 cm) by at least 20 %. Furthermore, we were particularly aiming at reducing the abundance of large bream (*Abramis brama*) because of their size

refuge from predatory fish and their influence on lake turbidity when feeding in the sediments which also prevent establishment of submersed macrophytes.

Communication

- It is important to have “all on board”, i.e. the public, politicians, stakeholders and others involved, when initiating and conducting these types of projects. Information and transparency are also key factors. For example, in the lake Ringsjön catchment an information brochure was sent to all the households in the catchment (about 12.000). Public days were also arranged during a hunting and fishing exhibition (Jakt- och Fiskemässan) with about 30.000 visitors. The public had the possibility to take a trip on our trawlers (used for biomanipulation) but also to get information and giveaways (lures) at the exhibition.
- In this project we have co-operated with students at different courses and universities (including PhDs, master students and honours students project, see appendix). When being asked, we accepted any request when it came to provide information about the project. The production of a short film (5 min) about the project by a professional photographer was very well received.

Biomanipulation

- Efficiency: In Lake Sjælsø (293 ha), the fish biomass was estimated to be more than 300 kg per ha, and are dominated by large bream and perch. Test-fishing results indicated that large bream (> 2 kg) were rarely caught in the standardised test-fishing nets, and by using larger mesh sizes (85-135 mm) a large number of big bream (> 5 kg) and carp were caught. By using these nets it was possible to find the breeding sites for large bream. Biomanipulation of Lake Ringsjön is mostly conducted by trawling and to improve the efficiency, that is to catch the plantivorous and benthivorous fish like roach and bream but keep the piscivorous fish like perch, pike and pike perch a large number of fish were tagged (floy tags) to monitor their behaviour. The results showed that tagged fish were recaptured all over the lake, but also that fish were mostly migrating from the western basin to the eastern basin. Migrated pike perch had a higher individual condition than non-migratory pike perch.
- *Fish responses (Lake Ringsjön):* The biomanipulation (mainly trawling) started in spring 2005, and catches of cyprinids rapidly declined. A total of 800 tons of cyprinids were caught in the period 2005-2013. The reduction of cyprinids was estimated to be about 85 % (an estimated reduction of 230 tons/Ha to 30/tons per Ha, in the western basin of the lake). Data from test-fishing (gill-nets) confirmed an increase in the abundance of large perch by approximately 25 %, but this seemed only be due to an increase in the western basin, where there is less commercial fishing in comparison to the eastern basin. Moreover, the remaining fish populations responded to the decreased biomass of cyprinids by improved growth rates (only data for roach, *Rutilus rutilus*, and bream, but length weight-relationships for predatory fish indicate similar effect).
- *Responses of lake food webs, algae and secchi depth (Lake Ringsjön):* The summer secchi depth increased from 0.6 m prior to the biomanipulation to 1.1 m in 2013. The total biomass of algae in Lake Ringsjön (summer values) did not change during the period, but the total amount of cyanobacteria decreased significantly. The levels of microcystin toxins

decreased in June, but not later in the summer. The levels of microcystin in the lake varied between 0.3-8.5 µg/l in 2012-2013. There was a significant increase in proportion of large grazing zooplankton (*Daphnia*). Macrophytes increased in abundance and species richness. The estimated coverage of the lake bottom was about 4 % at the end of the biomanipulation in 2013, however, with respect to current secchi depth and bottom substrate (few macrophytes in areas with cobbles) the potential area was estimated to be only 19 %. Thus, more time for macrophytes to spread is required, and a further increase in secchi depth may also be needed. The abundance and species richness of benthic invertebrates increased at depths within the interval of 1-5 m. The number of resting water fowl in autumn (counting started in 1968) increased to the same levels (>65 000 birds).

Internal loading of phosphorous

- Sediment samples in the lakes were analysed and the estimated pool of mobile phosphorous in Lake Sjælsø was about 20 tons, and in Lake Ringsjön between 40-80 tons. In 2013, the yearly external input of Tot-P to Lake Ringsjön was ca. 7 tons, and to Lake Sjælsø ca. 400 kg. Thus, the internal loading of phosphorous in Lake Sjælsø is the main problem causing algal blooms.

External loading of phosphorous

- *GIS (Geographic Information System):* All data from samplings and habitat mappings were transferred to GIS. This powerful tool can be used to make calculations and visualisations of the results. This is a very good way to present results as an overview to politicians and the public who are less experienced in studying complicated calculations and graphs.
- *Sorbicells:* We tested Sorbicells for a whole year (passive nutrient collectors for streams) in order to find the main sources of external phosphorous. This method proved to be more suitable for streams with running water, and less suitable for streams with low water flow.
- *Habitat mapping:* The Swedish Protocol for habitat mapping is a standardised method for describing how “natural” streams are. We applied this method to several streams in both catchments.
- *Turbidity and phosphorous modelling:* We tested whether turbidity measurements could be a cost efficient tool to predict phosphorous concentrations in streams. We found that streams with high turbidity also had high concentrations of phosphorus, but the background level can be stream specific, i.e. streams in agricultural areas have higher phosphorous concentrations at the same level of turbidity in comparison to more pristine forested streams. Modelling in GIS gave an overall picture of the potential stream sites that needs to be mapped in order to find the sources of phosphorous. An analysis showed that these sites were mainly located in agricultural areas.

Future challenges

This project has revealed some new insights on how to be successful in restoring eutrophic lakes. However, further challenges also lie ahead. This involves using more advanced dynamic models to be able to predict the effects (and costs) of different actions. What is the most cost efficient way to improve secchi depth by 0.5 m so that macrophytes can return? These models may be required and calibrated for a specific lake. When modelling it is also important to consider socio-ecological

feed-back mechanisms in the catchment. From a practical point of view, much more effort and research are needed in order to improve conditions for macrophyte establishment/re-establishment in biomanipulated lakes. To be able to estimate conditions data on secchi depth, bottom substrates and detailed maps of depths substrates are needed.

Dansk sammenfatning

Denne håndbog indeholder kapitler som fremlægger de vigtigste resultater og konklusioner fra det EU-finansierede projekt Algae Be Gone! Hovedformålet med projektet, der er gennemført i perioden 2011-2014, har været, at knytte Øresundsregionen tættere sammen gennem intensivt samarbejde om forbedring af vandkvaliteten i to søer, Sjælsø i Danmark og Ringsjön i Sverige.

Håndbogen består af kapitler og bilag (rapporter) skrevet af embedsmænd, konsulenter, forskere og studerende som alle har været involveret i projektet. Nedenfor er først en sammenfatning af de vigtigste resultater af projektet, efterfulgt af de konklusioner og anbefalinger vi ønsker at videregive til andre der har planer om at arbejde med lignende problemstillinger. Endelig har vi identificeret hvor der mangler viden for at det videre arbejde med eutrofieringsproblemer i søer i højere grad kan lykkedes.

Udfordringen i dette projekt har været, at udvikle omkostningseffektive metoder for at opnå varige effekter i arbejdet med reducering af giftig algeblomstring i søer. Dette har været muligt gennem en kombination af konkrete tiltag i søerne (f.eks. biomanipulering), forskning i alger og grundig undersøgelse og dokumentation af oplandet.

Ringsjön

- Biomanipulering i Ringsjön (overflade = 4.000 ha, middeldybde = 4,7 m, max. dybde = 17,5) er gennemført hovedsagligt ved trawlfiskeri (2005-2014). Over 800 tons skidtfisk er opfisket, hvilket anslås at svare til en reduktion på 85 % af bestanden af skidtfisk.
- Effekterne af biomanipulering har påvirket artssammensætningen og medført tilvækst af den resterende fiskebestand. Mængden af store aborrer (>10 cm) er i gennemsnit steget med omkring 25 %. Stigningen er størst i den vestlige del af Ringsjön hvor kommercielt fiskeri er begrænset. Leveforholdene for fisk (aborre, gedde, skalle og brasen) i søen er blevet væsentligt forbedret.
- Undersøgelser af fiskenes bevægelsesmønstre har vist, at sandart bevæger sig mellem delsøerne (3 delsøer). Det samme gør også brasen, men dog i mindre grad.
- Sommersigtdybden i Ringsjön er øget fra ca. 0,6 m i 2005 til ca. 1,1 i 2013. Dette er et resultat af den reducerede mængde af blågrønalger samt mindre uklarhed i vandet.
- Algegiften *microcystin* er i juni reduceret i søen men dog ikke senere på sommeren/efteråret. Koncentrationerne varierede mellem 0,3-8,5 µg/l i perioden 2012-2013.
- Andelen af store dafnier (zooplankton) steg i projektperioden og forsøg i søen har vist, mængden af alger, herunder giftige blågrønalger, kan holdes nede ved udsætning af stor zooplankton.
- Undervandsplanter i søen er forøget både i antal arter og udbredelse i Ringsjön, og blev anslået til at dække 4 % af søbunden i 2013.
- Tætheden og antallet af bundlevende insekter steg i søen. Det samme er antallet af rastende vandfugle i løbet af efteråret (>65.000 fugle i 2013).

- Den interne pulje af mobilt fosfor i sedimentet blev anslået til 40-80 tons og den årlige udledning af fosfor i 2013 var omkring 7 tons.
- Undersøgelser i oplandet har vist, at turbiditetsmålinger kan være en effektiv måde at vurdere den samlede koncentration af fosfor i vandområder, men at målingerne skal tilpasses de baggrundskoncentrationer af fosfor i forskellige typer af vandområder (vandområder i landbrugsområder har generelt en højere koncentration end vandområder i skov).

Sjælsø

- Fiskeprøver og vurderinger af fiskebestanden i Sjælsø (overflade = 292 ha., middeldybde = 2,7 m, max. dybde = 5,5 m) har vist, at der var mere end 300 kg per ha., og at søen var domineret af stor brasen og aborre. Samtidig indikerede fangsterne i standardnettene at store brasen sjældent fanges i disse net.
- Biomanipulering i Sjælsø er ikke blevet gennemført i projektperioden, men gydeområder for brasen er identificeret. Dette er gjort ved målrettet at fiske med grovmasket net (85-135 mm) i foråret. Der blev opfisket mange brasen med en vægt på 5 kg og derover. Rovfisk er i begrænset omfang fanget i nettene.
- Den interne fosforbelastning i Sjælsø er beregnet. Der var en anslået 20 tons mobilt fosfor i sedimentet i 2013, mens den årlige fosfortilførsel vurderes til omkring 400 kg pr. år. De største kilder til den eksterne fosforbelastning stammer historisk set fra punktkilder fra afløb og diffus forurening fra landbrugsområder og bebyggelse i oplandet.
- Den interne belastning udgør derfor, sammen med forekomsten af store brasen (som ikke kan ædes af aborre), et stort problem for søen og stimulerer algeopblomstringen primært om efteråret.
- Habitatundersøgelser (såkaldte biotopkarteringer efter svensk metode) er blevet lavet på størstedelen af de vandløb som har udløb til Sjælsø. Resultaterne har vist, at vandløbene ved militærets områder var mest naturlige. Mange vandløb udtørrer i sensommeren og der er hindringer for fiskenes vandring i flere af de vandførende vandløb. Flere af vandløbene løber igennem åbent terræn uden skygge, hvorfor de er overgroet med bevoksning. Bundsubstratet er i mange tilfælde domineret af fine partikler og organisk materiale. Et større antal drænafløb blev fundet.

Konklusioner og anbefalinger

Ved bekæmpelse af algeopblomstringer i søer er det nødvendigt at iværksætte en omfattende indsats. På grundlag af de erfaringer som er blevet gjort i dette projekt, har vi følgende konklusioner og anbefalinger:

- Arbejdet skal fokuseres på vandløbsoplandsniveau. Dette betyder, at det er nødvendigt med en helhedsorienteret tilgang som omfatter aktiviteter i sø og opland. En sådan tilgang er en forudsætning for, at effekterne kan blive permanente.
- Forankring af projektet skal ske i god tid, ikke mindst politisk. Det er dog ligeså vigtigt, at de berørte organisationer, virksomheder og enkeltpersoner skal have mulighed for at fremlægge synspunkter og få faktuelle oplysninger. Først når dette er gjort, kan projektet igangsættes.

- Kommunikering af resultater til politikere, offentligheden samt til berørte organisationer og virksomheder er særligt vigtigt. Dette kræver også, at der opsættes klare mål som er målbare (for eksempel at antallet af stor aborre skal stige med mindst 20 % i projektperioden). I projektperioden er der blevet udarbejdet en brochure, som er omdelt til alle husstande omkring Ringsjön. Brochuren informerer om, hvad der sker i søen og hvordan borgerne selv kan blive involveret i arbejdet og gøre en indsats. Andre initiativer er deltagelse på messer og udstillinger for derved at møde offentligheden.
- En forudsætning for at vurdere resultater og opstille målsætninger er, at der er et godt datagrundlag samt at der indsamles data af effekten af de indsatser der bliver gjort. Længere tidsserier på vandkemi, makrofyter, fiskebestand osv. er uvurderlig i denne sammenhæng. Uden disse oplysninger er det nødvendigt med prøver i realtid, men ofte behøves længere tidsserier for at være i stand til at se effekten af tiltag og indsatser. At starte et nyt prøvetagningsprogram, selv om der ikke foreligger historiske data, kan også lede til værdifulde tidsserier fremadrettet.
- Brug af GIS (geografisk informationssystem) er en glimrende måde at visualisere og præsentere resultater fra undersøgelser i oplandet. Ved at kombinere data fra habitatkortlægning, arealanvendelse, bredzoner, prøver fra vandkemi, punktkilder etc. kan problemområder identificeres. Herved kan tiltag som genslyngning af vandløb, randzoner og vådområder bedre planlægges og vurderes. I mange tilfælde kan ukendte spildevandsafløb mm. opdages og kortlægges.
- GIS er også et fremragende værktøj til præsentation af dybdekort (eksempelvis i 3D), udbredelse af makrofyter og bundsedimentets sammensætning i søerne.

Fremtidige behov

- For at finde frem til den meste omkostningseffektive metode hvorpå man kan arbejde med algeopblomstringer i forskellige typer af søer, er det nødvendigt med dynamiske modeller som for eksempel kan omfatte socioøkonomiske analyser. Dette kræver samarbejde mellem forskere og de personer som arbejder med at gennemføre EU:s vandrammedirektiv på vandoplandsniveau. Arbejdet kræver blandt andet omhyggelig dokumentation af økosystemets struktur og kalibrering af modellerne.
- Etablering af undervandsvegetation er en forudsætning for at bevare søen i et stadium med klart vand uden algeopblomstring. Det tyder på, at mindst 25 % af bunden bør være dækket af undervandsvegetation, for at opnå dette. Dette kan tage lang tid, og indsatsen skal tilpasses/fortsætte indtil dette er opnået.
- Teknologi til effektiv opfiskning (eksempelvis ved trawling) bør fortsat udvikles. Dette gælder ikke mindst for at undgå fangst af rovfisk, samtidig med at fangsten af brasen forøges.
- I den nuværende situation skal vi arbejde videre med at håndtere fangsterne i forbindelse med biomanipuleringer. Det er en stor udfordring at fange mange skidtfisk mens vi samtidig sikre, at de opfiskede fisk kan bruges som eksempelvis fødevarer. Der har været stor interesse for dette i Ringsjön. Andre muligheder er at anvende skidtfisk til produktion af biogas og til dyrefoder (sidstnævnte er den primære anvendelse af fangsterne i Ringsjön).

Svensk sammanfattning

Denna handbok innehåller kapitel som redovisar resultaten och de viktigaste slutsatserna från det EU-finansierade projektet Algae Be Gone! Huvudsyftet med projektet, som genomfördes under perioden 2011-2014, var att binda samman Öresundsregionen genom ett intensvit arbete med att komma tillrätta med algblomningar i en Dansk (Sjælsø) och en Svensk sjö (Ringsjön).

Handledningen består av kapitel och bilagor (rapporter) som är skrivna av någon eller några av de tjänstemän, konsulter, forskare, eller studenter som varit involverade i projektet. Nedan följer först en sammanställning av de viktigaste resultaten av projektet och därefter de slutsatser och rekommendationer vi ger till andra som arbetar eller avser arbeta med liknande problem som vi gjort inom Algae Be Gone! Avslutningsvis finns några identifierade kunskapsluckor vi anser behöver fyllas för att arbetet med övergödningsproblemen i sjöar ska bli ännu mer framgångsrikt.

Utmaningen i projektet har varit att ta fram kostnadseffektiva metoder för att få varaktiga effekter när man arbetar med att minska de giftiga algblomningarna i sjöar. Detta har varit möjligt genom en kombination av konkreta åtgärder i sjöarna (biomanipulering), forskning kring algerna, och ingående undersökningar och dokumentation av tillrinningsområdet.

Ringsjön

- Biomanipulering genomfördes i Ringsjön (sjöyta = 4000 ha, medeldjup = 4,7 m, maxdjup = 17,5 m) huvudsakligen genom trålning (2005-2014). Över 800 ton vitfisk togs upp, vilket beräknades utgöra en reduktion av 85 % av det fiskbara vitfiskbeståndet, åtminstone i Västra Ringsjön.
- Effekterna av biomanipuleringen påverkade artsammansättning och tillväxt på ret´sterande fiskbestånd. Mängden stor abborre (>10 cm) ökade i genomsnitt med ca 25 %, ökningen skedde huvudsakligen i Västra Ringsjön där yrkesfisket är begränsat. Konditionen på fisken (abborre, gös, mört och braxen) i sjön förbättrades avsevärt.
- Undersökningar av fiskarnas rörelsemönster (märkning av fisk) visade att främst gös rör sig mellan delsjöarna (3 delsjöar), men även att braxen gör det.
- Sommarsiktdjupet i Ringsjön ökade från ca 0,6 m år 2005 till ca 1.1 m år 2013. Detta var ett resultat av både minskad mängd blågrönalger och minskad grumlighet i vattnet.
- Alggiftet *microcystin* minskade i sjön i juni månad men inte senare på sommaren/hösten. Koncentrationerna varierade mellan 0,3-8,5 µg/l åren 2012-2013.
- Andelen av stora Daphnier (djurplankton) ökade under perioden, och experiment i sjön visade att om man tillsätter stora djurplankton kan de beta ner även giftiga blågrönalger.
- Undervattensväxterna ökade i artantal och utbredning i Ringsjön, och täckte uppskattningsvis ca 4 % av sjöbotten under 2013.
- Tätheten och artantalet av bottenlevande småkryp ökade i sjön, liksom mängden rastande sjöfåglar under hösten (>65 000 fåglar år 2013).
- Den interna poolen av mobilt fosfor i Ringsjöns sediment beräknades till 40-80 ton, medan den årliga tillrinningen av fosfor år 2013 var ca 7 ton.

- Undersökningar i avrinningsområdet visar att grumlighetsmätningar kan vara ett effektivt sätt att uppskatta totalfosforkoncentrationen i vattendrag, men att mätningarna måste anpassas till bakgrundsvärdena av fosfor i olika typer av vattendrag (vattendrag i jorbruksmark har generellt högre koncentrationer än vattendrag i skogsmark).

Sjælsø

- Provfisken och beräkningar av fisksamhället i sjön (sjöyta = 292 ha, medeldjup = 2,7 m, maxdjup = 5,5 m) visade att det uppgick till mer än 300 kg per ha, och att det dominerades av stor braxen och abborre. Samtidigt indikerade fångsterna i standardiserade provfiskenät att stor braxen sällan fångades i dessa.
- Biomanipulering i Sjælsø kunde tyvärr inte genomföras under projektets gång, men braxens lekområden identifierades. Detta kunde göras genom att fiska riktat med grovmaskiga nät (85-135 mm) på våren i samband med leken, och då fångades många braxnar som vägde mer än 5 kg. Däremot fångades bara enstaka rovfiskar i näten.
- Den interna fosforbelastningen i Sjælsø beräknades. Det fanns uppskattningsvis ca 20 ton mobilt fosfor i sedimenten år 2013 medan den årliga tillriningen beräknades till ca 400 kg år. De största källorna till den externa fosforbelastningen har genom åren varit punktkällor från avlopp- och diffusa utsläpp från jordbruksområden och bebyggelse som mynnar i något av de sex tillringsbäckarna.
- Internbelastningen utgör därför, tillsammans med förekomsten av stor braxen (som ej kan ätas av abborren), ett stort problem för sjön och stimulerar till algblomningar främst på hösten.
- Biotopkarteringar gjordes av huvuddelen av de tillrinnande bäckarna till Sjælsø. Resultaten visade att bäckar i områden med militär verksamhet var mest naturliga. Många vattendrag torkar ut under sensommaren men det finns också vandringshinder för fisk i flera av de vattenförande vattendragen. Flera av vattendragen ligger också i öppen mark utan beskuggning (och därför igenväxta med övervattensväxter) och bottensubstratet är i många fall dominerat av finare partiklar och organiskt material. Ett större antal täckdiken påträffades.

Avslutande slutsatser/rekommendationer

För att komma till rätta med algblomningar i sjöar krävs omfattande insatser. Baserat på våra erfarenheter inom detta projektet ger vi följande råd:

- Arbetet måste fokusera på avrinningsområdesnivån. Detta innebär att ett helhetsgrepp måste tas och innefatta såväl åtgärder i sjöar som i deras tillrinningsområde. Ett sådant koncept är en förutsättning för att effekterna ska bli varaktiga.
- Förankring av projektet måste ske i god tid. Inte minst politiskt, men lika viktigt är det att berörda föreningar, företag och enskilda måste få komma till tals och få saklig information. Först när detta är klart kan projektet starta och nå framgång.
- Kommunikation av resultaten till politisker, allmänheten samt till berörda organisationer och företag är synnerligen viktig. Detta kräver också att man har tydligt uppsatta mål som kan mätas (exempelvis att stor abborre ska öka med minst 20 %). Inom detta projektet har vi bland annat skickat ut påkostade informationsbroschyrer till alla hushåll

inom avrinngsområdet (Ringsjön), dessa talar om vad som händer i sjön och hur man själv kan bli delaktig i arbetet. Andra initiativ är deltagande på mässor och utställningar i närområdet så att man kan träffa allmänheten.

- En förutsättning för att kunna utvärdera resultat och uppsatta mål är att det finns bra dataserier på så kallade responsvariabler (”före- och efter data”). Längre tidsserier på vattenkemi, makrofyter mm är ovärderliga i dessa sammanhang! Saknas denna information får man nöja sig med provtagningar i realtid, men ofta behövs längre tidsserier för att man ska kunna se effekterna av sina åtgärder. Att starta nya provtagningsprogram kan också leda till värdefulla tidsserier framöver!
- Användandet av GIS (gegrafiskt informationssystem) är ett ypperligt sätt att visualisera och presentera resultat från undersökningar i avrinningsområdet. Genom att kombinera data från biotopkarteringar, markanvändning, skyddszoner, vattenkemiska provtagningar, punktkällor etc kan problemområden identifieras. Då kan åtgärder som meandring, skyddszoner och våtmarker planeras bättre. I många fall kan enskilda avlopp vara undermåliga, denna information bör också sammanställas.
- GIS är också ypperligt verktyg för att presentera djupkartor (även i 3D), utbredning av makrofyter och bottensubstratets beskaffenhet i sjöarna.

Framtida behov

- För att få fram de mest kostnadseffektiva sättet att komma tillrätta med algblomningar i olika typer av sjöar behövs dynamiska modeller som även innefattar socioekonomiska feedbackmekanismer. Detta kräver ett samarbete mellan forskare och de som arbetar med genomförandet av EU:s vattendirektiv på avrinningsområdesnivå. Arbetet kräver bland annat noggrann dokumentation av sjöekosystemets strukturm och kalibrering av modellerna.
- Etablering av undervattensvegetation är en förutsättning för att bevara en sjö i ett stadium med klarare vatten utan algblomningar. Det verkar som om minst 25 % av botteytan bör vara täckt för att uppnå detta. Detta kan ta lång tid och insatserna måste anpassas/fortsätta tills man uppnått detta.
- Tekniken med att effektivisera fisket (exempelvis genom trålning) måste fortsätta att utvecklas, detta gäller inte minst att undvika fångster av rovfisk samtidigt som fångsterna av braxen ökar.
- I dagsläget behöver vi arbeta vidare med att ta hand om fångsterna i samband med biomanipuleringar. Det är en stor utmaning att samtidigt fånga mycket vitfisk och bevara den vid landningen så att den ska kunna användas som människoföda. Intresse finns har vi märkt. Andra möjligheter att använda vitfisken är till biogas och till djurfoder (det senare fallet huvudskaligen inom detta projekt).

SEKTION 1: ALGAE BE GONE!

Foto: Johan Hammar

Kapitel 1: Konceptet Algae Be Gone!

Av Håkan Bergknut, Algae Be Gone!

Algae Be Gone är ett samarbetsprojekt mellan Danmark och Sverige med huvudsyftet att binda samman Öresundsregionen. Vi har gjort detta genom att förbättra vattenkvaliten i två sjöar med liknande övergödningspoblem, Sjælsø i Danmark och Ringsjön i Sverige (karta nedan).

Den grundläggande tanken med Algae Be Gone är att försöka ta ett helhetsgrepp på hela avrinningsområdet genom att angripa problematiken från flera håll, samt att ta fram underlag som kan användas för att genomföra kostnadseffektiva åtgärder. Algae Be Gone står på tre ben. Det första benet är utveckling och förfining av konkreta åtgärder i sjöarna. Det andra benet är att undersöka avrinningsområdena och det tredje benet är att kommunicera resultat och att engagera allmänheten.

Helhetsgrepet innebär att Algae Be Gone undersöker och karterar både den interna och externa belastningen, man undersöker både fisk- och zooplanktonsamhället och hur de förändrar sig, man letar efter både punktkällor och diffusa utsläpp i tillrinnginsområdena, etc. All data som samlas in sammanställs i GIS för att kunna användas som underlagsmaterial.

Man vet rätt så väl hur man genomför biomanipulationer i sötvatten, men det finns ett stort utrymme att förfina metoderna och gör dem mer kostnadseffektiva. Algae Be Gone har lagt ett stort fokus på att hitta nya metoder och framför allt utveckla de befintliga. Förutsättningar har varit mycket goda med två olika sjöar med likartade förhållanden där man kan testa och jämföra olika metoder.

Biomanipulation innebär stora och i vissa fall även genomgripande förändringar för samhället runt sjöarna som biomanipuleras. En viktig del i Algae Be Gone är att engagera och informera allmänheten för att nå bästa resultat och för att ha en acceptans från människorna som en relation till sjöarna.

Förankringsprocesser och ambitionsnivåer

Förankring och processerna som ett väl utfört förankringsarbete genererar är mycket viktiga nycklar till framgång i den här typen av åtgärdsinriktade projekt, speciellt när projektet involverar två olika regioner. Förankringen måste ske på tillämpliga nivåer i samhället, allt från den ledande politiska nivån till enskilda intressenter. För att förankringsarbetet ska vara effektivt bör man i ett tidigt stadium av projektet, helst redan i planeringsfasen, precisera vilka grupper som förankringsarbetet ska inrikta sig på, och avsätta tid i början av projektet för uppsökande verksamhet, föreläsningar, informationsmöten, etc. Grundprincipen bör vara att alla grupper som berörs av projektet ska bjudas in till diskussion och/eller information.

Om organisationerna inte samarbetat tidigare bör förankringen även ske internt i organisationerna, detta är speciellt viktigt om samarbete i det breda perspektivet ska ske mellan organisationerna. Den interna förankringen är också en viktig del i processen att skapa en lagkänsla i projektet, det är av mycket stor vikt att alla strävar mot samma mål. I samband med detta bör man också diskutera prioriteringar, målsättningar och ambitionsnivå med projektet.

Erfarenheter från Algae Be Gone visar tydligt hur viktigt det är med förankringen, både internt och externt, samt att alla är överens om vilken ambitionsnivå som ska råda i de olika delarna. Mer om detta i kapitlet om kommunikation.

Involvera allmänheten

En grundtanke i Algae Be Gone var att involvera allmänheten i arbetet. Att nå ut till allmänheten är i sammanhanget relativt lätt, det handlar framför allt om att få exponering i media, delta i mässor och liknande, samt att bjuda in till egna aktiviteter (temadagar). Att engagera och involvera allmänheten är en helt annan sak. Inom Algae Be Gone har vi i Sverige använt oss av konceptet med vattendragsgrupper som är en del av den svenska implementeringen av EU:s vattendirektiv. Vattendragsgrupper är en samling människor som är intresserade av vatten i allmänhet och ett speciellt vattendrag i synnerhet. Gruppen träffas och pratar om sin å eller bäck om vad som skulle kunna göras för att förbättra eller för att se till att inget blir sämre. Genom en försiktig styrning kan ett engagemang skapas kring det lokala avrinningsområdet, vilket i sin tur kanaliseras in i projektet. På det viset nås synergieffekter då allmänheten får en möjlighet att ta del av projektets resurser och ett informationsutbyte sker. Arbetet med vattendragsgrupper underlättar förankringsprocesserna och arbetet i det lokala avrinningsområdet blir mer kostnadseffektivt.

Som deltagare i en vattendragsgrupp får man bland annat lära känna sitt vatten bättre, man får tillgång till information snabbt, möjlighet att utbyta erfarenheter och kunskap, föreslå och delta i planering, samverkan med projektet och det blir lättare att genomföra egna åtgärder. På den danska sidan har bland annat de kommunala forumen ”De Grønne Råd” använts. Dessa kommunala gröna råd utgörs av ideela organisationer och nätverk som arbetar med frågor som rör vatten och natur.

Kapitel 2: Övergödning av sjöar – en kort bakgrund

Av Per Nyström, Algae Be Gone!

Övergödningens effekter på sötvattensmiljöer

År 2014 är övergödning av sjöar och hav fortfarande ett miljöproblem i Europa. I sjöar är det främst tillförseln av näringsämnet fosfor som skapat övergödningsproblemen (det är oftast det begränsande näringsämnet i sjöar) medan det i haven ofta är kvävet som är det begränsande näringsämnet. Tillförsel av fosfor till sötvatten leder ofta till att alger gynnas, vi får algblomningar under sommarmånaderna. Algblomningar av cyanobakterier (blågröna lager) är ofta ett stort problem eftersom dessa kan vara toxiska för människor och djur. Samtidigt skapas andra problem som är kopplade till dessa blomningar såsom minskad biodiveristet, syrefria bottnar, ökade problem vid dricksvattenproduktion, försämrat fiske och badmöjligheter.

Att komma till rätta med algblomningar är inte bara ett lokalt eller regionalt problem. I Europa finns ramdirektivet för vatten som betyder att alla medlemsländer förbundit sig till att sjöar och vattendrag ska åtminstone uppnå en ”god status” (ekologisk, kemiskt och fysikaliskt). Detta gäller dock inte småvatten som dammar eller mindre bäckar, utan sjöar och större vattendrag (vattenförekomster). Senast till 2027 ska detta vara mål vara uppnått! På nationell nivå (Sverige) finns även miljökvalitetsmål som ska vara uppnådda senast 2020, exempelvis ”Ingen Övergödning”.

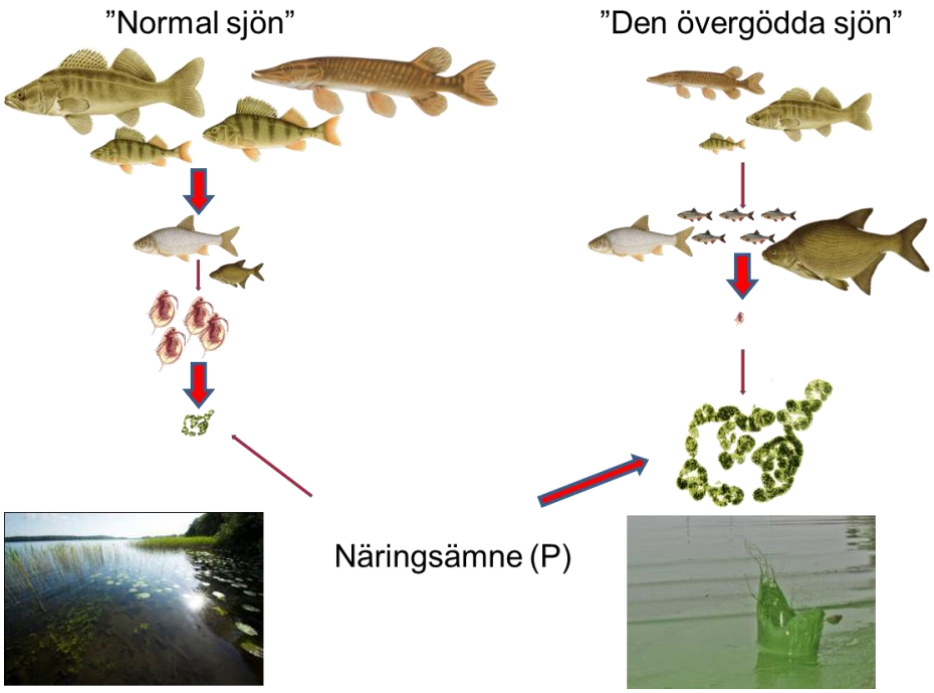
Övergödningen av sötvatten har pågått under en längre tid. Till Ringsjöarna leds exempelvis avloppsvatten via flera kommunala reningsverk men det fanns ingen kemisk rening av fosfor vid dessa förrän på slutet av 1970-talet. Resultatet av ökad belastning av fosfor har i övergödningssammanhang skapat många problem som är kopplade till algblomningar och förändringar i hela sjöekosystemen.

Den övergödda sjön – vad hände?

Den ökade tillförseln av fosfor (huvudsakligen i löst form, fosfat) skedde huvudsakligen via det mer eller mindre orenade avloppsvattnet, vilket gynnade algerna, med blomningar som följd. Även efter att kemisk fällning av fosfor infördes på reningsverken fanns stora mängder fosfor liggande i sedimentet på sjöbotten. I samband med somrarnas algblomningar bildas tidvis syrefria bottnar i sjön, då frigörs en del av fosforn som annars är bunden till järn och kalcium i sedimentet. Detta kallas intern fosforbelastning. En stor andel modernt jordbruk i ett avrinningsområde ökar också mängden fosfor som når sjöarna via läckage från dränerade jordar men också via ytavrinning till vattendragen. Flera faktorer påverkar hur stor mängd fosfor som tillförs en sjö i detta jordbrukslandskap (se nedan).

Sammantaget ledde övergödningen till att siktdjupet i sjöarna minskade och vattnet blev grumligare. Detta fick som följd att rovfisken (främst abborren i Danska och Svenska sjöar) missgynnades i det grumliga vattnet. Abborren jagar med synen och fick då svårare att hitta sina

bytesdjur. Det finns åtminstone tre mekanismer som missgynnar abborren i grumliga och övergödda sjöar. Upp till ca 10 cm storlek lever abborren på djurplankton, som i sin tur lever av växtplankton. Mellan storlekarna 10-15 cm är dieten huvudsakligen bottenfauna, medan vid storlekar över 15 cm utgörs dieten huvudsakligen av småfisk (främst olika karpfiskar som mört och braxen). I vissa sjöar kan sötvattenskräftor vara den huvudsakliga födan för de stora abborrarna. När grumligheten ökar får abborren svårare att se sina bytesdjur, vilket leder till att populationen av vitfisk ökar. Följden blir också då att vitfisken effektivt betar ner algernas största fiende, stora djurplankton, *Daphnia*. Vitfisken är också mycket effektivare än abborren på att fånga djurplankton, och med minskad mängd djurplankton försämras konditionen och tillväxten för de mindre abborrarna på grund av den ökande konkurrensen med vitfisken. Samtidigt ökar grumligheten ytterligare i sjön eftersom det blir färre och färre djurplankton (figur 2.1). Dessutom, med ökande mängd vitfisk, kommer även mängden bottenfauna att minska till följd av både ökad predation och försämrade bottenförhållanden för bottenfaunan och fisken (syrgasbrist när den stora mängden alger ska brytas ned), vilket ytterligare försämrar förutsättningarna för abborren.



Figur 2.1: Förenklad pelagisk födokedja i en sjö med god ekologisk status och en sjö som är drabbad av övergödning (ökad tillförsel av fosfor). Pilarnas tjocklek visar på grad av påverkan i de två olika födokedjorna.

Den ökade grumligheten i vattnet har en negativ påverkan på undervattensvegetationen som tillsammans med djurplankton spelar en nyckelroll i sjöar. Undervattensväxternas djuputbredning begränsas ofta av siktdjupet, som tumregel brukar man säga att ner till det dubbla siktdjupet kan de växa. Undervattensväxterna kan också begränsas av herbivorer, exempelvis kräftor och sarv, men också av födosökande fiskar (som äter bottenfauna i sedimentet) som karp och braxen. Större karpar och braxen bidrar genom sin födosöksaktivitet dels till grumligare vatten men också till att

undervattensväxterna får svårt att växa och etablera sig på sjöbotten. Braxen och karp kan bli väldigt stora och de kan då inte ens ätas av större gäddor. Därför utgör braxen ofta ”the bad guy” i övergödda sjöar.

Undervattensväxternas nyckelroll består i att de gynnar den biologiska mångfalden och bidrar till att vattnet blir klart genom att:

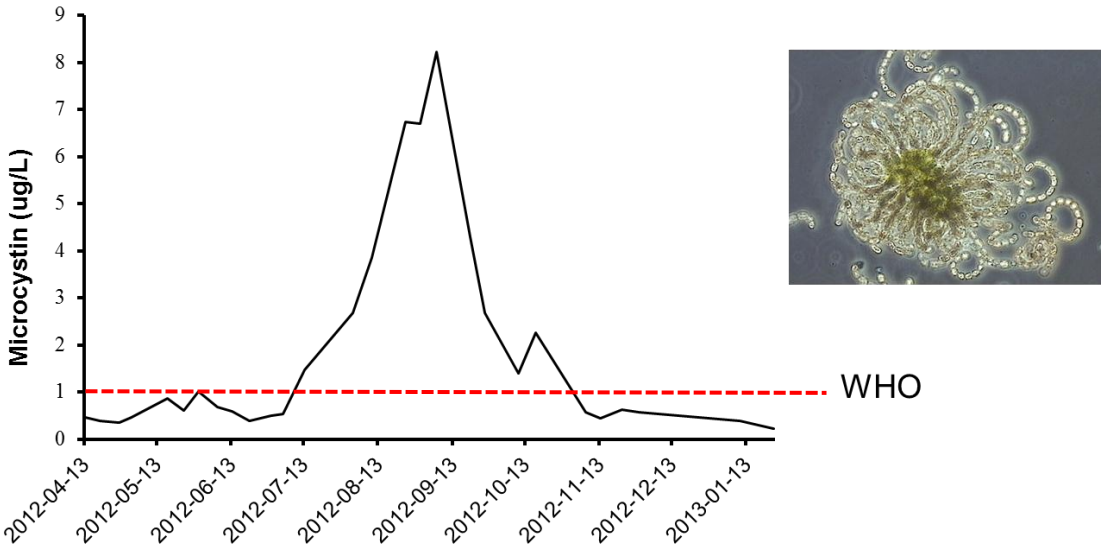
- Konkurrera med alger om näring
- Stabilisera sedimentet som förhindrar att vind och födosökande fisk grumlar upp sedimentet
- Ökar syresättningen vilket minskar internbelastningen av fosfor
- Ökar skyddsmöjligheterna för större djurplankton samt bottenfauna
- Gynnar gäddans jaktmöjligheter

Blågrönalger – vad är problemet?

I samband med att fosfor tillförs sjöar blir kväve det begränsande näringsämnet på sensommaren. Detta gynnar blågröna alger eftersom många av dem kan fixera kväve direkt från luften. Dessutom gör algernas giftighet att de inte äts i större utsträckning av zooplanktonsammhället som finns i övergödda sjöar (zooplanktonsamhället domineras ofta av små hoppkräftor, Copepoda).

Blomningar av blågröna alger kan vara toxiska och man bör därför alltid utgå från det om man badar. Ofta inträffar algblomningar just när det är varmt och soligt, dvs på sensommaren. Kemisk analysteknik krävs för att mäta giftigheten. Ett vanligt gift i alger är microcystin (levergift). Alggiftet microcystin kan ge akuta och möjligen långtgående hälsoeffekter. Alggifter bryts ner i vatten och man kan lugnt äta fisk från sjöar och även dricka vatten som förbehandlats i moderna vattenverk. En del alggifter kan orsaka klåda och illamående. Småbarn och hundar bör därför helt undvika att bada i sjöar med blomningar av blågröna alger. Mer om algtoxiner finns att läsa på Livsmedelsverkets hemsida i Sverige!

Att få i sig orenat vatten med pågående blomningar av blågröna alger kan alltså vara direkt hälsovådligt. Det finns inga direkta gränsvärden i Sverige för vad badvatten får innehålla i koncentrationer av algifter, men WHO har gränsvärdet 1,0 µg/l för dricksvatten när det gäller microcystin. Under 2012 var koncentrationerna av microcystin över detta värde i Ringsjön, speciellt samband med badsäsongen (figur 2.2).



Figur 2.2: Microcystinkoncentrationer uppmätta i Ringsjön 2012-2013. WHO gräns för dricksvatten anges med streckad röd linje.

Hur restaurera övergödda sjöar – en historisk tillbakablick

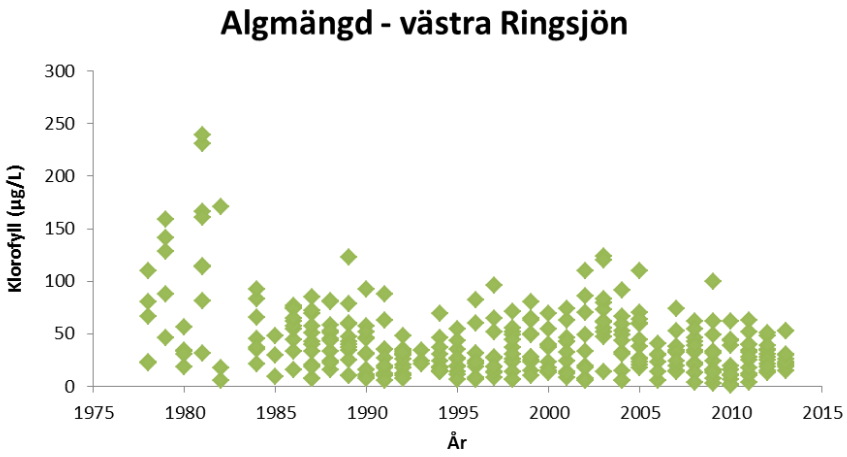
Flera tekniker och koncept har använts för att restaurera överödda sjöar. När det gäller att komma tillrätta med den interna fosforbelastningen har man provat muddring och borttagande av sediment. Men detta har visat sig mycket kostsamt och ineffektivt. Under senare år har man istället utvecklat metoder som bygger på att man rent ”kemiskt/mekaniskt” binder fosforn i sedimentet genom att tillföra aluminiumpreparat eller bentonitleror (te x phoslock). Syresättning av bottnar har också använts, men även om metoden fungerar så är den mindre tillämpar i större sjöar.

För att gynna mängden zooplankton i sjöarna, och samtidigt öka siktdjupet, har biomanipulering använts, dvs att man avlägsnar stora mängder vitfisk, huvudsakligen braxen. Målet har varit att ta upp 80-90 % av vitfiskens biomassa inom några år. Metoderna har varierat men trålning, not och bottengarn har använts, ofta i kombination. En utmaning har varit att minska mängden bifångster av fiskarter man vill gynna, som abborre, gädda och gös. Även inplanteringar av rovfisk har tillämpats men utan några större framgångar.

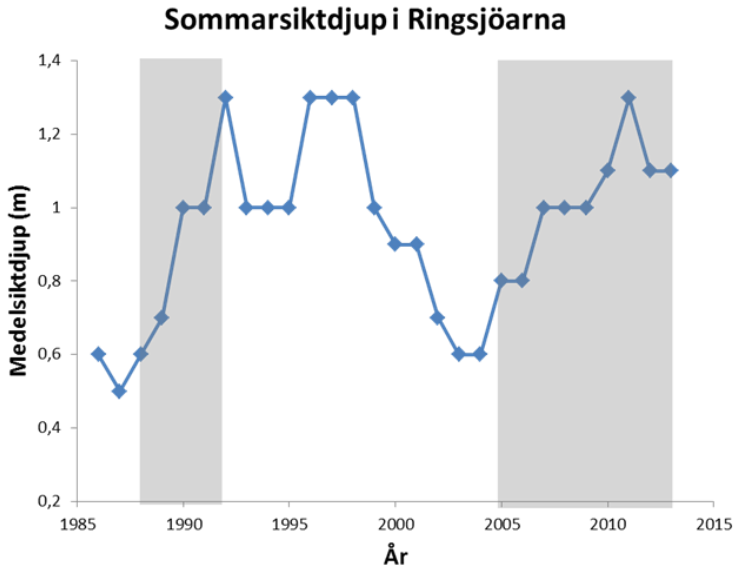
Tillförseln av näringsämnen från vattendrag (extern belastning) kan vara betydande. Åtgärder för att minska näringsläckaget, främst i jordbruksområden, dominerar. Man kan konstatera att det är viktigt att förhindra att näringen når vattendragen. När exempelvis fosfor väl är löst i vattnet är det betydligt svårare och mer kostsamt att ta bort än om man istället förhindrar läckaget från början. De åtgärder som använts för att minska den externa belastningen av fosfor är anläggande av våtmarker, anläggande av skyddszoner längs vattendragen, odling av vintergrödor, förbättringar av enskilda avlopp mm.

Ringsjön som exempel

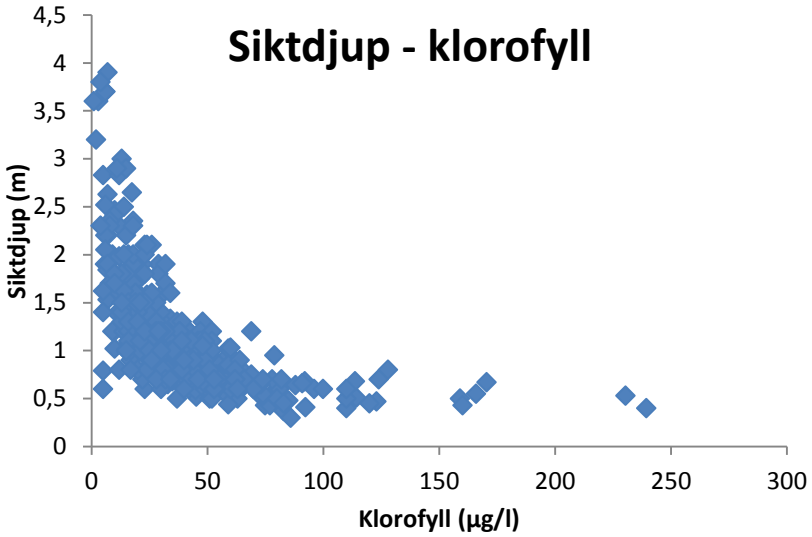
Det finns data på många fysikaliska, kemiska och biologiska parametrar i Ringsjön sedan slutet av 1970-talet, data som är ovärderliga när man planerar och sedan utvärderar restaureringsarbetet. Även om provpunkterna har ändrats något genom åren går det att få en bra överblick genom att kombinera olika mätningar. Algmängden (mätt som klorofyll i vattnet) finns data från Västra Ringsjön tillbaka till 1978, ibland finns mätningar gjorda varje månad. Man ser ett tydligt mönster, algmängden minskar dramatiskt efter 1980 (figur 2.3). Anledningen till detta är troligen att man år 1978 startade Ormanäs reningsverk i Västra Ringsjön, med kemisk fällning av fosfor. Efter 1980, så planar det ut, men man kan se en minskande trend i samband/efter biomanipuleringarna. På liknande vis har vi förändringar i grumlighet, vattnet är mindre grumligt i sjön i samband med biomanipuleringarna (figur 2.4). Förutom alger (figur 2.5) och grumlighet orsakat av partiklar kan vattenfärgen påverka siktdjupet. Vi kan nämligen också se att när vattenfärgen är hög i sjön har vi också sämre siktdjup (figur 2.6).



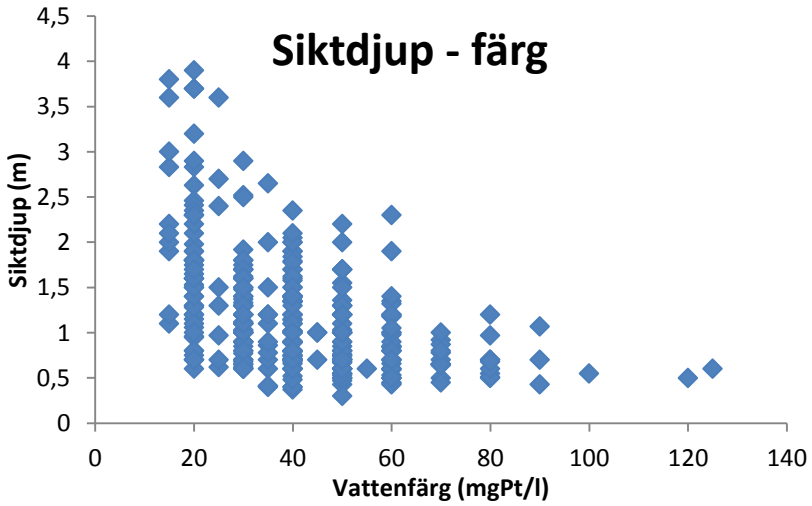
Figur 2.3: Klorofyll i vattnet uppmätt under olika år och olika månader i Västra Ringsjön. Ormanäs reningsverk startade sin kemiska fällning av fosfor 1978.



Figur 2.4: Medelsiktdjup i Ringsjöns tre basänger under sommaren (juli-september) under perioder med (grå staplar) och utan biomanipulering.



Figur 2.5: Samband mellan siktjup och klorofyll i vattnet i västra Ringsjön 1978-2013.



Figur 2.6: Samband mellan siktjup och vattenfärg i västra Ringsjön 1978-2013.

Vilka faktorer påverkar siktdjupet mest? Om man gör en stegvis multipel regression visar det sig att klorofyllhalten är den faktor som påverkar mest i Ringsjön (ca 39 % av variationen i siktdjup förklaras av klorofyllhalten), därefter kommer grumlighet medan vattenfärg förklarar minst. En rimlig slutsats att dra av detta är att det viktigaste är att minska mängden alger i sjön (dvs minska fosfortillförseln men öka antalet djurplankton) så att vattenvegetationen kan etablera sig. Man bör också minska grumligheten i sjön. Denna påverkas bland annat av att stor braxen bökar i bottensedimentet men även av nederbördsmängden. Med hjälp av månadsnederbördsdata från mätstationen i Lund i perioden 1978-2012 har vi ett positivt samband mellan nederbördsmängd och grumligheten i Västra Ringsjön (ca 8 % av grumligheten förklaras av nederbörden).

Sammanfattningsvis verkar siktdjupet i Ringsjön till stor del påverkas av mängden alger i sjön och insatser för att minska dessa är viktiga ur flera synvinklar. Dels för att förbättra förutsättningarna för

makrofytetablering men även för att minska problemen när sjön används som dricksvattenresurs och för rekreation.

Slutsatser och behov av ny kunskap

Övergödning av sjöar är ett komplext problem, men enligt EU:s vattendirektiv måste åtgärder sättas in omgående för att komma tillrätta med problemen. Restaureringar måste bygga på långsiktighet och måste därför få ta tid. Det är därför av största vikt att kostnadseffektiva och långvariga metoder tas fram och utvecklas. Det är viktigt att man tar ett helhetsgrepp om processerna och problemen i *hela* avrinningsområdet för att nå framgång.

Forskningen visar att effekterna av enskilda åtgärder i övergödda sjöar ofta inte är långvariga. Gör man enbart biomanipulering, även om den verkar vara framgångsrik på kort sikt, återgår sjön ofta till ett oönskat och övergött stadie inom 10 år. Om andra åtgärder sätts in samtidigt, exempelvis genom att minska den externa belastningen, borde effekterna bli mer långvariga. Att minska den externa belastningen är komplicerat och kräver god kunskap om källorna till fosforn. Detta innebär att dessa källor måste identifieras först. För att lokalisera källorna av fosfor i avrinningsområdet måste man tillämpa enklare mätmetoder och metoder vars resultat kan digitaliseras (GIS). Genom digitalisering kan man sammanställa en stor mängd information och göra sofistikerade analyser. Exempelvis biotopkarteringar av vattendrag, markanvändning, förekomst av dräneringsområden, jordmån, höjdkurvor osv.

För att nå en kostnadseffektivitet genom biomanipulering måste även den effektiviseras, exempelvis genom bättre teknik så och att man kan lokalisera ”the bad guys” med samtidigt minska fångsten av de arter man vill behålla (rovfisken). Vilken metod är bäst i en viss typ av sjö? Målsättningen med biomanipulering är att indirekt öka mängden zooplankton. Men frågan är om djurplankton i sjöarna verkligen kan ha en påverkan på mängden giftiga alger, och vilka algarter som har störst betydelse för de giftiga blomningarna?

Förutom direkta åtgärder i sjöar och dess avrinningsområden behöver en stor del av befolkningen som lever där engageras i arbetet. Information och deltagande är nyckelord för framgångsrika restaureringsprojekt. En vanlig och relevant fråga från allmänheten är hur fisken som fångas i samband med biomanipulering ska användas. En annan vanlig fråga är hur den minskade mängden vitfisk påverkar tillväxten hos rovfisken. Detta måste beaktas.

Vilka åtgärder är de mest kostandseffektiva och långvariga? Genom god kunskap om såväl sjöekosystemen (även den interna belastningen) som fosforkällorna i avringsområdet kan olika typer av teoretiska modelleringar utgöra ett mycket värdefullt verktyg. Oavsett vilken eller vilka restaureringsmetoder man tillämpar är det viktigt att resultaten kan utvärderas fortlöpande och att det finns uppföljningsbara och konkreta mål. Detta kräver noggrann planering och även tidsserier av olika slag blir ytterst värdefulla. När det gäller biomanipulering och dess effekter bör följande vara uppfyllt för att den ska ha lyckats:

- 80-90 % av vitfisken ska fiskas upp inom några år
- Stor abborre (> 10 cm) måste öka med minst 20 %
- Undervattensvegetation ska täcka minst 25 % av sjöbotten

Kapitel 3: Kommunikation i projektet

Af Pernille Enevoldsen, Allerød Kommune og Håkan Bergknut, Algae Be Gone!

Projektorganisation

Algae Be Gone valde på ett tidigt stadie att anställa en kommunikatör i projektet. Att ha förmågan att på ett bra sätt kommunicera både inom projektet och utåt är minst lika viktigt som t.ex. att ha en bra och väl fungerande ekonomifunktion. Projektets framgång är beroende av bra kommunikation. Kommunikatören har tre huvudfunktioner relaterade till kommunikationen; strateg, specialist och producent.

I egenskap av kommunikationsstrateg ansvarar kommunikatören för ledning, planering, genomförande och uppföljning av kommunikationsinsatser. Kommunikatören har ett helhetsperspektiv på kommunikationsarbetet och ansvarar för att kommunikationen blir en integrerad del av verksamheten.

Kommunikatören fyller också en roll som sakkunnig i kommunikationsfrågor och har ett funktionsansvar inom intern och/eller extern kommunikation och varumärket. Kommunikatören ansvarar också för att kommunikationskanalerna fungerar optimalt.

Till sist ansvarar kommunikatören för produktion av digitala kanaler, intranät, webb, trycksaker, nyhetsbrev, evenemang och utställningar, etc.

Någon form av kommunikationsplattform måste etableras för att organisationen ska kunna arbeta på ett effektivt sätt. E-post kan fungera om det är en liten organisation med små interna informationsflöden, men inom Algae Be Gone var det inte möjligt. Vi valde att installera ett Intranät som gick att nå via hemsidan. Genom Intranätet hade alla projektdeltagare tillgång till all information (inkl. styrdokument, planer, budget, etc.) och framför allt gav Intranätet möjligheten att arbeta i gemensamma dokument utan att riskera att olika versioner cirkulerade.

Sprog

I Algae Be Gone har man valgt at projektsproget er skandinavisk. Det vil sige, at projektets medlemmer kommunikerer skriftligt og mundtligt på eget modersmål, dansk eller svensk.
I langt de fleste tilfælde har dette fungeret fint, dog har det for enkelte projektmedlemmer, betydet at lysten til involvering og deltagelse i projektet har været begrænset pga. den sproglige barriere.

Kultur

At arbejde på tværs af landegrænser er både lærerigt og udfordrende. Vi har på begge sider af sundet vores opfattelse af, hvad der er den rigtige tilgang og struktur på et projekt.
Selvom danskere og svenskere i mange forhold er meget ens, kommer vores forskellighed alligevel frem i et grænseregionalt samarbejde.

Kulturforskelle var især tydelige indenfor områder som hierarki, organisationsopbygning, delegering af ansvar og beføjelser. Det gav sig bl.a. udslag i at kommunerne i styregruppen blev repræsenteret med politikere på svensk side og forvaltningschefer på dansk side.

En observation fra Algae Be Gone er, at projektet har et mere positivistisk perspektiv på den svenske side og et mere konstruktivistisk perspektiv i Danmark. Begge perspektiver har sine fordele og ulemper, men der er ingen tvivl om, at det har været en udfordring i projektet.

I bagklogskabens klare lys er det nemt at få øje på den kulturelle forskellighed som et vigtigt opmærksomhedspunkt i et grænseregionalt projekt. Det er derfor vigtigt at projektledelsen er opmærksom på de forskellige logikker og kulturelle forskelle.

Foto 3.1: Jagt- og Fiskerimessen 2013, Höör, Ringsjön.

Forankring

I et vidensprojekt som dette findes ofte mange meninger omkring indsatser og prioritering.

Projektledelsen skal således jonglere mellem forskellige diskurser og samtidig forsøge at skabe forankring, ejerskab og dialog blandt projektets medlemmer. En læring fra projektet er, at man tidligt i projektet afstemmer forventningen til ambitionsniveauet.

I Algae Be Gone har den interne forankring, motivation og medejerskab været en udfordring blandt projektets medlemmer.

En forklaring på dette kan muligvis være, at vi fysisk sidder placeret langt fra hinanden. Dette stiller store krav til kommunikation fra projektledelsen til resten af projektgruppen, bl.a. omkring rolle- og ansvarsfordeling, samt tidsplaner eller eventuel ændring af disse.

En læring kunne også gå på at give god plads til dialog, uenighed og refleksion, inden man træffer vigtige beslutninger.

Ramme for ekstern kommunikation

Kommunikationsplanen är strategiskt styrdokument och det är viktigt att det hålls levande under hela projekttiden. Kommunikationsplanen är själva ryggraden för kommunikationen inom projektet och utåt, och utav den anledningen bör kommunikationsplanen tas fram på ett tidigt stadie i projektet. När kommunikationsplanen med tillhörande (gantt-) aktivitetsschema är framtaget kan man med fördel använda förankringsprocessen som en språngbräda för allt kommunikationsarbete i projektet. Det är flera fördelar med det förhållningssättet. För det första innebär det att kommunikationen når ett visst momentum redan på ett tidigt stadie. Det är viktigt eftersom den interna kommunikationen måste upp och stå så fort som möjligt för att få alla medarbetare ska kunna arbeta på ett effektivt sätt med varandra. För det andra når man någon form av konsensus om vad och hur man vill kommunicera, vilket i sin tur är bra för lagandan i projektet i sin helhet. I den bästa av världar skapar kommunikationsplanen en röd tråd genom hela projektet.

Interessenter

Redan innan kommunikationsplanen var färdig kunde vi konstatera att projektet var beroende av en mängd olika intressenter; partners, medarbetare, samhälle och media – för att nämna några. Hur de uppfattade Algae Be Gone avgjorde hur de agerade. Det hjälper inte hur duktig projektledningen är i sak. Folk är inte telepatiska. Sanningen behöver hjälp på vägen för att komma ut, både inom projektet och utåt.

Erfarenheten från Algae Be Gone är att man skulle lagt mer resurser på att hitta nyckelintressenterna och arbetat i högre grad med dem. Ett bra exempel är fritidsfiskarna i Sjælsø som överklagade dispensen för biomanipulationen, vilket gjorde att den delen av projektet stod stilla i ett år. Detta hade eventuellt kunnat undvikas om fritidsfiskarna hade pekats ut som nyckelintressenter och förankringen av projektet hade riktats mot dem.

På den svenska sidan finns vattenråd och vattendragsgrupper som är en del av den svenska implementeringen av EU:s ramdirektiv för vatten. Algae Be Gone har deltagit i arbetet inom Ringsjöns vattenråd som är den främsta intressenten på den svenska sidan. Vattenrådet är en arena där alla intressenter runt ett avrinningsområde samlas och där alla typer av frågeställningar rörande vattnet kan lyftas och diskuteras.

Vattendragsgrupperna är små ”vattenråd” för mindre delavrinningsområden och även här har Algae Be Gone varit aktiva. Genom engagemanget i vattenrådet och vattendragsgrupperna har projektet nått ut till den mest lokala nivån, t.ex. enskilda fiskerättsägare eller fastighetsägare.

Projektet har även vid flera tillfällen blivit presenterat för NGO-grupper, t.ex. Allerøds Grønne Råd. En tätare kommunikation med denna typ av nätverk föreslås för framtida projekt för undvika eventuella intressekonflikter, som konflikten med fritidsfiskarna.

PR og branding

Projektet har haft sin egen hjemmeside, www.algaebegone.eu.

Hjemmesiden har en fælles forside, hvorfra man kan klikke sig videre til en henholdsvis dansk og svensk version.

I samarbejde med den svenske fotograf Johan Hammar har vi fået taget en række smukke billeder fra henholdsvis Sjælsø og Ringsjön. Billederne er taget fra søbredderne og fra luften.

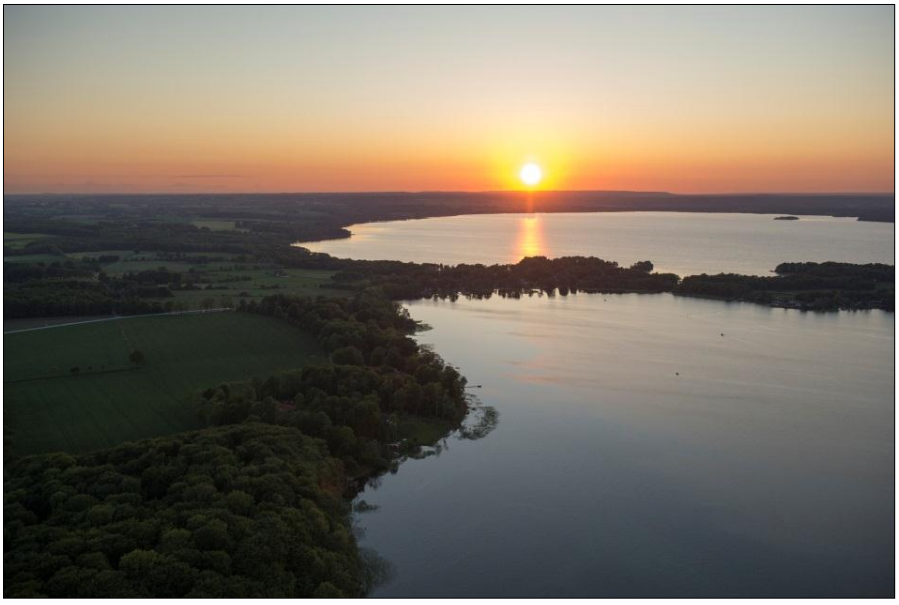


Foto 3.2: Ringsjön, af Johan Hammar.

Billederne er blevet flittigt brugt i projektet, både på hjemmesiden, udstillinger og på trykt materiale.

Som led i at profilere projektet er der blevet udarbejdet en mobiludstilling med roll-ups, flyers og postkort. Udstillingen har cirkuleret blandt kommunerne og har fysisk været opstillet ved diverse fagmøder, events og på offentlige steder, som biblioteker og rådhuse. Udstillingen har henvendt sig til fagfolk, natur- og sø interesserede, samt lokale borgere i de enkelte kommuner.

I forbindelse med projektet er der endvidere blevet lavet forskellige gadgets med projektets logo, ligesom en lille børnegemmick med spørgsmål omkring de to søer er blevet udarbejdet.

Endvidere har den svenske fotograf Johan Hammar produceret en film omkring Algae Be Gone projektet. Filmen kombinerer smukke billeder fra de to søer, med interviews af nøglepersoner fra projektet omkring vision og politiske statements. Filmen er blevet vist ved flere lejligheder bl.a. på messer og udstillinger. Filmen kan ses på www.algaebegone.eu.

I Sverige har man endvidere valgt at udarbejde en informationsbrochure om Ringsjön. Brochuren henvender sig til borgerne i de tre svenske kommuner i Algae Be Gone.

I alt er 12.500 informationsbrochure blev husstandsomdelt.

Husstandsomdelt informationsbrochure

Aktiviteter

Som opstart på projektet blev der afholdt et Kick-off arrangement for projektets medlemmer. Arrangementet var både fagligt og socialt orienteret.

Foto 3.3: Teambuilding, Algae Be Gone!

Som led i profilering af projektet har Algae Be Gone deltaget med en messestand på jagt- og fiskerimessen ved Bosjökloster i Sverige. I den forbindelse blev den mobile udstilling også anvendt. Endvidere gav en lille konkurrence messegæsterne mulighed for at vinde fiskekroge og en bådtur på Ringsjön.

Foto 3.4: Opstilling af messestand ved jagt- og fiskerimessen ved Bosjökloster i Sverige.

En af de aktiviteter projektledelsen besluttede at afholde var en fælles gourmetmiddag ved Sjælsø. Formålet med arrangementet var dels at skabe opmærksomhed omkring projektet og dels at forankre projektet hos såvel politikere som borgere.

Foto 3.5: Jægerhytten ved Sjælsø, af Johan Hammar.

Tanken var at samle politikere og projektmedlemmer fra begge lande til en fælles gourmetmiddag i Jægerhytten ved Sjælsø. Herudover ville man sælge 100 pladser til gourmetarrangementet til lokale borgere. På denne måde fik borgerne mulighed for at komme i dialog med politikerne og dele deres syn og holdning omkring projektet.

Middagen skulle bl.a. bestå af fisk fra Sjælsø og tilberedes af en dansk stjernekok fra Noma.

Overskuet fra salget af de 100 pladser skulle efterfølgende gå til etablering af et rekreativt område ved Sjælsø. Arrangementet blev imidlertid aflyst på grund af forskellige holdninger til arrangementet på dansk side.

Et efterfølgende forsøg på at samle danske og svenske politikere blev ikke gennemført på grund af det danske kommunalvalg og protester fra danske lystfiskerorganisationer, der i en periode gjorde offentlige arrangementer og debat noget sværere at arbejde med.

Som afslutning på projektet blev der afholdt en stor konference i Danmark for projektets deltagere og andre fagligt interesserede personer. På konferencen var der lagt særligt vægt på at videregive erfaringer fra projektet.

Foto 3.6 og 3.7: Lake Conference, maj 2014.

Kapitel 4: GIS och allmänheten – resurser i arbetet inom avrinningsområdet

Av Richard Nilsson, Höörs Kommun

GIS (Geografiskt InformationsSystem)

Ett GIS är uppbyggt av koordinatsatta polygoner (exv. markytor), linjer (exv. vattendrag), punkter (exv. provpunkter) och raster (exv. flygbilder). Dessa ligger i olika skikt och bygger upp själva kartan. Skikten kopplas i sin tur mot information (mängder, areor, längder eller annan statistik), med hjälp av denna kan man utföra analyser och ändra utseende på kartan baserat på olika värden i informationen.

För att skapa en helhetsbild över avrinningsområdet och potentiella källor för näringstillförsel använder man sig med fördel av digitala kartor i ett GIS. Med hjälp av GIS kan man på ett enkelt och pedagogiskt sätt hitta, visa och förklara processer i avrinningsområdet. Framförallt underlättar man för åtgärdsbeslut. Genom att använda de skapade kartorna kan man på ett lättförståeligt sätt visa hur en åtgärdsprioritering bör se ut.

GIS-analyser kräver specialla program. Det finns en uppsjö GIS-program man kan använda sig av. De största, mest välkända programmen (exv. ArcGIS, MapInfo) kostar flera tiotusentals kronor och de klarar av avancerade analyser. Sedan finns det ett mellanskikt där prisnivån ligger från ett par tusen kronor till upp till ca tio tusen (exv. Global Mapper och Manifold). Slutligen har vi de så kallade ”Open Sourceprogrammen” (exv. SAGA, GRASS och Quantum GIS). Dessa kan nyttjas gratis. Det man inte får med gratisversionerna är support. Den får man själv söka fram i forum på internet.

Gratis, brukar i vanliga fall innebära att kvaliteten är undermålig. Så är inte fallet med dessa program. De är mycket kapabla och personerna i forumen är i allmänhet mycket hjälpsamma, om man skulle råka stöta på problem.

Gemensamt för alla GIS-programmen är dock att de har en ganska hög inlärningströskel. Så har man inte sysslat med GIS tidigare så får man bereda sig på att avsätta en hel del tid att lära sig programmen och vad de kan hjälpa en med.

För att utföra analyser behöver man ha data kopplade till geografiska objekt. Det kan vara data från provtagningsprogram, biotopkarteringar, jordartskarteringar, provfisken mm. Om man ämnar göra avancerade beräkningar rekommenderas att man skaffar sig tillgång till högupplöst höjddata. Många hydrologiska analyser kräver att man har en så kallad DEM (Digital Elevation Model). En DEM kan man skapa exv. från höjderna i Lantmäteriets GSD-hjöddata.

Exempel på GIS-analyser:

- Prover på vattenkemi i ett vattendrag visar att värdena för fosfor är höga. Detta tyder på att någonstans uppströms läcker fosfor ut i vattendraget. Genom att kombinera informationen i

kartskikt med markanvändning, gödselbrunnar, mynnande rör, enskilda avlopp, bottenfaunaundersökningar mm. kan man utföra analyser som minskar sökområdet efter läckagets källa.

- Genom att analysera markens lutning tillsammans med jordarter kan man få fram riskområden för erosion av markskiktet orsakad av ytavrinning och därmed risk för ökad grumlighet i nedströmsliggande vattendrag samt ökad transport av näringsämnen till recipienten.
- Leta upp optimala platser för provtagning.
- Genomföra riskkartering för översvämningar.
- Leta upp områden som är lämpliga för våtmarksanläggning.
- Beräkna avrinningsområden.
- Beräkna arealer, längder och volymer.

Egentligen är det bara tillgång till grunddata och fantasi som sätter gränser för vad som kan räknas fram med hjälp av GIS-program och en kunnig operatör.

Hur kan markägare och andra intresserade bli involverade i arbetet i avrinningsområdena?

För att komma framåt i processen med att minimera tillförseln av näringsämnen till sjön är det av största vikt att man har en bra kontakt med markägarna i avrinningsområdet.
Tyvärr finns det ingen genväg till denna kontakt, utan det är informationskampanjer som gäller. Framförallt om man har hittat ett lämpligt läge för exempelvis nyanläggning av en våtmark. Se till att ta kontakt med respektive fastighetsägare på ett tidigt stadium. Helst innan fältarbete utförs. Detta för att ge fastighetsägaren en chans att vara med och delta redan från början. Förhoppningsvis kan man på detta sätt minska risken att markägaren får känslan av att ”myndigheten kräver” och därför bestämmer sig för att säga nej.

Vattendragsgrupper

I den bästa av världar kan man också arbeta ”proaktivt” genom att engagera markägare längs ett vattendrag i så kallade vattendragsgrupper. Detta kan göras genom att man bjuder in samtliga markägare till ett förutsättningslöst möte där de erbjuds information om vatten, våtmarker, skog med mera. Naturligtvis skall det även framgå att förhoppningen med mötet är att bilda en vattendragsgrupp med syftet att lyfta fram och värna det lokala vattendraget.

Innan gruppen är självgående krävs en hel del arbete från vattenrådet eller motsvarande. En lämplig första uppgift för gruppen kan vara att starta en studiecirkel. LRF har tagit fram ett utmärkt studiematerial som heter ”Vattnets väg”. För att ytterligare skapa intresse för vatten rekommenderas att bjuda gruppen på studieresor/utflykter till lyckade vattenvårdsprojekt. Detta, i kombination med entusiasmerande föreläsare, lägger grunden för en vattendragsgrupp som kan bidra med både informationsinsamlande och informationsspridande insatser i avrinningsområdet.

SEKTION 2: SJÆLSØ

Foto: Johan Hammar

Kapitel 5: Algeopblomstring i Sjælsø

Af Ole Dahlqvist Sørensen, Allerød Kommune

Sjælsø ligger midt i Nordsjælland. Søen er 293 ha. og ligger i Allerød, Rudersdal og Hørsholm kommuner (kort 5.1). Middeldybden er 2,75 meter og den makimale dybde er 5,5 meter. Søen kan rumme 9,1 millioner liter vand. Foruden en del grundvand modtager søen vand fra seks mindre tilløb, hvoraf Degnebækken/ Marens Rende, Kajerød Å og Ellebækken er de mest betydende. Udløbet findes i søens østlige ende, hvorfra vandet via et stemmeværk løber til Usserød Å og videre til Nive Å. En beregning viser at det tager cirka 1,5 år før vandet i søen er udskiftet. Oplandet er på 3.650 ha. fordelt på 33 % landbrug, 28 % skov, 17 % militært areal og 22 % bebyggelse.

Kort 5.1: Oversigtsbillede over Sjælsø og kommunegrænserne. Allerød Kommune er beliggende mod vest, Hørsholm Kommune mod nord og Rudersdal Kommune mod syd.

Tidligere blev Sjælsø kraftigt belastet af næringsstoffer (primært fosfor), der hovedsageligt kom fra spildevand fra byer og fødevareindustri i oplandet. Næringsstofferne er gennem tiden blevet ophobet i søsedimentet. I de seneste årtier er tilførslen af forurenende stoffer til søen dog faldet markant primært på grund af indsatser på spildevandsområdet.

Ifølge Miljøministeriets oplæg til vandplan Hovedopland 2.3 Øresund i 2010, som Sjælsø er en del af, er der dog stadigvæk større udslip fra enkeltejendomme og andre forureningskilder fra byerne. Det vurderes, at denne situation forværres på grund af et stigende antal kraftige regnskyl fremover, som kan medføre overløb fra kloak. Det er ved disse voldsomme regnskyl, at den store belastning mistænkes at komme fra.

Sjælsø indgår i rækken af i alt 52 søer beliggende i oplandet til Øresund i Nordsjælland. Oplandet skal i henhold til vandplanen leve op til kravet om god økologisk tilstand senest i 2027. I det første udkast til vandplanen, vurderes det, at en stor del af oplandet, herunder Sjælsø, ikke lever op til kravet om god økologisk tilstand. Der skal derfor igangsættes nødvendige tiltag for opfyldelse af vandplanens krav.

En anden faktor der spiller en rolle for den dårlige tilstand i Sjælsø, er de varme somre, som medfører algeopblomstringer med dårlig vandkvalitet, iltsvind, fiskedød, forurenet vandløb, badeforbud mv. Denne negative spiral er beskrevet i det foregående kapitel. Dette er naturligvis en ulykkelig situation både for naturen, men også for de mennesker der bor ved søen og ønsker at anvende den rekreativt.

Foto 5.1: Iltsvind i Sjælsø, juli 2008: Udløb fra Slussen.

I 2008, og i mindre grad i 2009, skete der et alvorligt iltsvind i Sjælsø. Massiv fiskedød og opblomstring af giftige alger medførte et akut behov for, at de tre Sjælsø-kommuner fik gjort rede for hvilke indsatser der skulle iværksættes i Sjælsø.

Først og fremmest var det vigtigt, at tilstanden i Sjælsø blev undersøgt. Der blev derfor i løbet af 2009 og 2010 foretaget 27 tilsyn med målinger af ilt, temperatur og sigtdybde. Der blev taget sediment-, klorofyl-, og planktonprøver og foretaget vegetations- og fiskeundersøgelser.

Vandplanernes realisering. Regional afventen, lokal nødvendighed

Efter kollapset af Sjælsø i 2008, og delvist i 2009, måtte de tre Sjælsø-kommuner gennemtænke en sandsynlig tidshorison for en statslig finansieret og godkendt indsats for forbedring af forholdene i Sjælsø. Dette måtte ske ud fra Miljøministeriets udkast til vandplanerne.

I første vandplanudkast der resulterede i den første offentliggjorte vandplan for Øresund i 2011, fremgik det, at søens tilstand var dårlig. Der skulle med indsatser i oplandet ske en reduktion af fosfor fra spredt bebyggelse på 196 kg P/år samt yderligere reducering på 104 kg P/år fra andre kilder. Der blev også talt om en eventuel nødvendig indsats på længere sigt for at binde P fra den interne sedimentbelastning. Konklusionen blev dog, at før de eksterne indsatser var gennemført, ville andre tiltag blive udsat til næste planperiode - altså tidligst efter 2015 og måske så sent som i årene op til 2027.

Denne noget passive tilgang var generel for næsten alle søer i oplandet. En afventen af reelle indsatser i selve søerne før nødvendige tiltag var gennemført i oplandet. Først herefter skulle en indsats i selve søen gennemføres. En fornuftig tilgang såfremt datagrundlag og viden er til stede.

Desværre er mange af de eksterne belastningstal baseret på teoretiske beregninger og problematikker. I realiteten har dette projekt vist, at den eksterne belastning for Sjælsø ER under kontrol og på et acceptabelt niveau, selv om vandplanen omtaler det anderledes. Derudover har problemet i høj grad vist sig at være et urbant spildevandsspørgsmål og IKKE udledninger fra enkeltejendomme som ellers indikeret i vandplanen.

Hvad gør kommunerne så i en situation som i 2008/09 hvor miljø- og naturkonsekvenserne er åbenlyst negative, med en stærkt skadet sø, massiv fiskedød og en nedstrøms å der mildest talt må siges at have åndenød?

I sådan en situation træder andre lokale interesser i kraft, som finder det uacceptabelt, at der udelukkende forefindes en lang tidshorisont for forbedring af søens tilstand, og som ikke finder den langsigtede regionale vandplaninteresse for en ren sø og et rent Øresund værende tilstrækkelig.

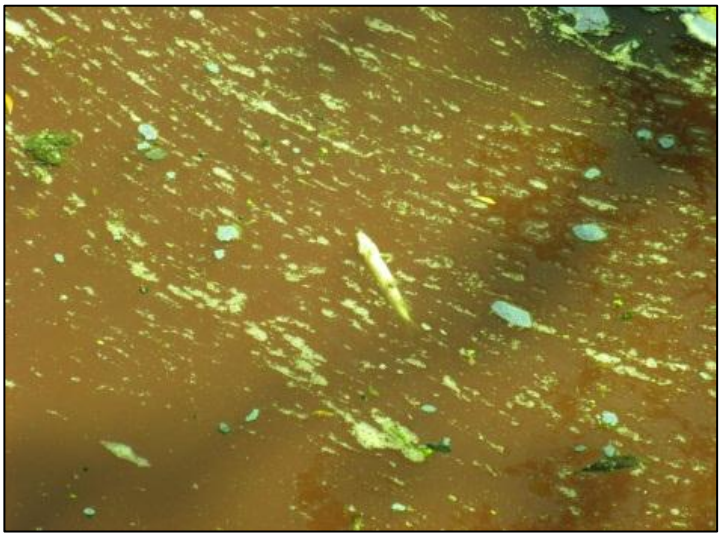


Foto 5.2: Usserød Å 2008. Resultatet af iltsvind i Sjælsø. Død gedde flyder stille med strømmen sammen med skum dannet af giftige alger nedenfor Sjælsø Udløbet.

Her kan nævnes følgende samfundsmæssige interesser der bliver tydelige:

- Krav om god vandkvalitet i den nedstrøms Usserød Å der løber igennem større byområder i Hørsholm, Usserød, Nivå og Kokkedal. Der er mange beboere med rekreative interesser i åen og det omgivelser.
- Rekreative interesser ved Sjælsø, herunder badestedet, kajaksejlads på søen, lystfiskeri og anden rekreativ benyttelse af bredområderne til søen.
- En række beboelser grænsende til søen, der har stor værdi af en ren sø.
- Vandværkerne har en stadig stigende interesse i grundvandsindvinding i oplandet til Sjælsø, hvilket mindsker den rene grundvandstilstrømning til søen.
- Kommunerne ønsker at anvende søens kapacitet til håndtering af større nedbørshændelser for at hindre oversvømmelser nedstrøms Sjælsø.
- General værdi af en ren og mangfoldig Sjælsø

Foto 5.3: Badebroen på sydsiden af Sjælsø.

På grund af vandplanernes langsommelighed med hensyn til indsats, og derved en risiko for en regelmæssig gentagelse af 2008/09 tilstanden for vandmiljøet i og nedstrøms Sjælsø, besluttede Allerød, Hørsholm og Ruderdal kommuner at gå med i projektet Algae Be Gone.

Projektsamarbejdet skulle hjælpe til med at styrke kommunernes viden om forholdene i Sjælsø og dets opland, og skabe mulighed for allerede i første vandplanperiode, at kunne gennemføre en indsats i søen samt erhverve viden om hvilken indsats, der skal til for hurtigst muligt at skabe en naturmæssig sund biologisk balance og god tilstand i søen fremadrettet. Også i de år hvor vejrforhold skaber risiko for iltsvind og giftige alger. Dette er for at genskabe søens gode badevandskvalitet, til gavn for naturen og menneskerne omkring søen. Hertil ønskede kommunerne at forbedre og udvikle ny viden om de eksisterende kendte metoder for at styrke indsats og cost-benefit i fremtidige søprojekter.

Herved var Algae Be Gone en realitet.

Kapitel 6: Fiskebestanden i Sjælsø

Af Jens Peter Müller & Helle Jerl Jensen, Fiskeøkologisk Laboratorium

Som et led i EU-projektet Algae Be Gone har Sjælsø været genstand for en forsøgsvis regulering af fiskebestanden samt en række undersøgelser af miljøtilstanden i 2009-2014. Foruden undersøgelser af de vandkemiske forhold (tabel 6.1), sedimentkemi og belastningen til søen er både fiskebestanden og undervandsvegetationen jævnligt blevet fulgt.

Sjælsø har efter en fiskedød i slutningen af firserne vist tydelige tegn på en forbedring af miljøtilstanden med en opklaring af søvandet og en retablering af et udbredt dække af undervandsvegetation. Trods en stor intern belastning vedblev søen at have en god miljøtilstand, men i de senere år er algeopblomstringer igen begyndt at forekomme i søen i sensommerperioden. I lyset af opklaringen efter fiskedøden har det været nærliggende at få belyst fiskenes aktuelle betydning og for at forsøge at regulere fiskebestanden for igen at opnå en forbedret tilstand.

Tabel 6.1: Data vedrørende morfometri og vandkemi i Sjælsø.

Overfladeareal	293	ha
Dybde middel	2,75	m
Dybde maks.	5,5	m
Sigtdybde, sommermiddel 2013	1,77	m
Total-P, sommermiddel 2013	0,148	mg/l
Total-N, sommermiddel 2013	1,013	mg/l
Klorofyl a, sommermiddel 2013	52	µg/l

Målsætning

Miljømålet for Sjælsø er en god økologisk tilstand med et krav til søvandets indhold af klorofyl mindre end 25 µg/l (tabel 6.2). Søen har endnu ikke opfyldt dette krav, og i 2013 var klorofylindholdet med 52 µg/l væsentligt over kravet. Søvandets indhold af fosfor var med 0,148 mg/l i 2013 noget over det tilsigtede niveau på 0,07 mg/l for denne støtteparameter i vandplanen.

Tabel 6.2: Miljømål for økologisk tilstand i Sjælsø den seneste vandplan.

Sønavn	Søty-pe	Areal (ha)	Miljømål Økologisk tilstand	Krav til målopfyldelse		Niveau for støtteparametre	
				Klorofyl a (µg/l)	EQR	Fosfor mg/l	Kvælstof (mg/l)
Sjælsø	9	293	God	25	0,3	0,070	0,960

Fiskeundersøgelser

Der er hvert år i perioden 2009-2013 blevet foretaget en standardiseret undersøgelse af fiskebestanden udført som beskrevet i vejledningen for NOVANA med biologiske oversigtsgarn af typen NNN (Ny Nordisk Norm)[1].

Indsatsen i de respektive år har varieret med mellem 6 og 24 garnsætninger, men for hver undersøgelser er den gennemsnitlige fangst i antal og i vægt (CPUE-værdier) blevet udregnet særskilt for fisk større og mindre end 10 cm.

Konditionsfaktorer er beregnet som:

$$k_i = 100 \cdot W_i / L_i^3$$

hvor W_i og L_i er henholdsvis vægten og længden af den i'te fisk.

Udviklingen i CPUE-værdier og konditionsforhold i perioden 2009-2013 er vurderet, og resultaterne er sammenholdt med fiskeundersøgelsen foretaget i en lang række undersøgelser fra andre danske søer.

Eftersom biologiske oversigtsgarn ikke er effektive overfor store brasener er der løbende i perioden suppleret med garnlænker med større maskevidder, både i forbindelse med NOVANA-undersøgelserne, men også ved særskilte undersøgelser i sensommeren 2012-2013. Hensigten var dels at få et bedre estimat på bestanden af store brasener samt at evaluere fiskeriets effektivitet.

På grund af stor variation i fangsten i brasengarnene med tilsvarende stor usikkerhed i bestandsestimatet blev et mærkningsforsøg af store brasen iværksat i foråret 2014. Ved vodfiskeri blev der i dagene 10. – 14. april fanget, mærket og genudsat 36 brasener i størrelser mellem 56 cm og 67 cm ved finneklipning (højre bugfinne). I forbindelse med brasenernes gydetræk blev der fanget 52 brasener, som blev undersøgt for mærker, mærket i venstre bugfinne og genudsat, med henblik på et genfangstfiskeri i sensommeren 2014.

[1] Lauridsen, T. *et.al.* (2005). Overvågningsprogram for søer – Teknisk anvisning fra DMU.

NOVANA fiskeundersøgelser

Der er foretaget NOVANA fiskeundersøgelser i årene 2009-2013, dog med en noget varierende indsats. Indsatsen fremgår nedenfor i tabel 6.3.

Tabel 6.3: NOVANA fiskeundersøgelser i årene 2009-2013

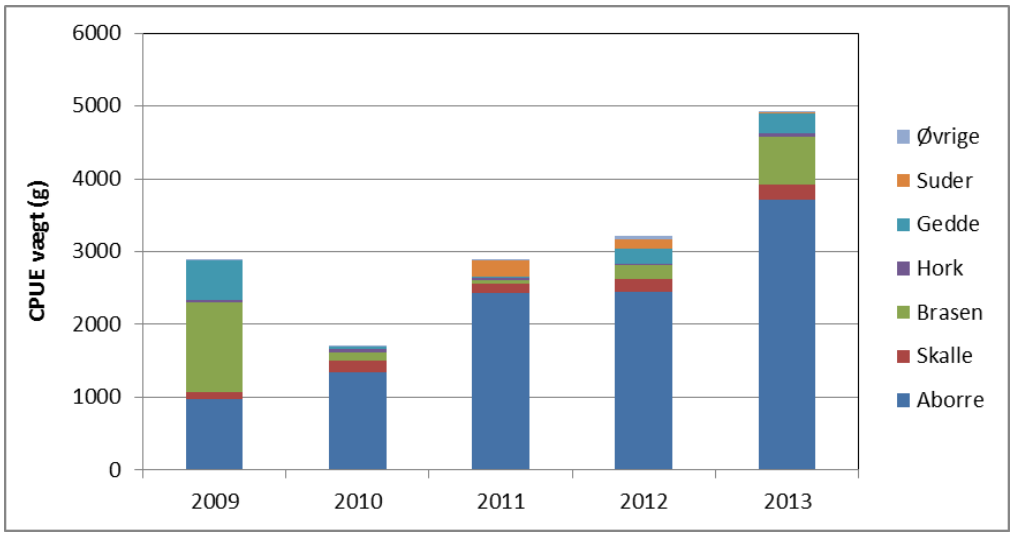
Antal garnsætninger	2009	2010	2011	2012	2013
NOVANA-garn	24	6	6	24	24
Brasengarn	0	5	2	80	40

Der er i alt registreret 10 fiskearter i Sjælsø ved NOVANA-fiskeundersøgelserne i årene 2009-2013: Aborre, skalle, brasen, hork, gedde, suder, regnløje, rudskalle, karusse og karpe.

Den seneste NOVA-undersøgelse fandt sted i 1995 og omfattede 54 garnsætninger og elektrofiskeri i bredzonen[2]. Her blev der foruden de ovenfor nævnte arter desuden registreret ål.

CPUE-værdier

De volumenvægtede CPUE værdier ved de respektive undersøgelser er vist i figur 6.1. I 2009 var fiskebestanden vægtmæssigt domineret af brasen og aborrer, for brasenernes vedkommende som følge af en rekord stor fangst af årsyngel med en middelfangst på 601 brasener/garn. Foruden brasen og aborrer udgjorde gedder også en betydelig del af fangsten, mens skaller, som optrådte i store mængder i 1995, var næsten manglende.



Figur 6.1: Den volumenvægtede fangst i vægt pr. garn af de enkelte arter i Sjælsø, 2009-2013.

[2] Fiskeøkologisk Laboratorium (1995). Fiskebestanden i Sjælsø, august 1995. Rapport udført for Frederiksborg Amt.

Ved undersøgelsen i 2010 var brasenbestanden kraftigt decimeret, mens fangsten af aborrer var øget. De nu etårige brasener rekrutteret i 2009 var næsten forsvundet, og mængden af brasenyngel var moderat med til 31 pr. garn. Ikke desto mindre optrådte der dette år store mængder brasenyngel i afløbet til søen, og der i oktober blev 11,6 tons opfisket med vod.

I 2011 var udviklingen fortsat med en forøget aborrebestand, en meget ringe mængde brasenyngel, og i 2012 var fiskebestanden omtrent uændret og mængden af brasenyngel var ligeledes meget lille.

I 2013 var mængden af aborrer øget yderligere med fangster mere end 3 gange niveauet fra først i perioden. Brasenynglen optrådte med 111 pr. garn også i 2013 i betydelige mængder.

Udviklingen i aborrebestandens størrelsesstruktur fremgår af figur 6.2. Søen har gennem perioden generelt rummet en god bestand af store aborrer i størrelser op til over 40 cm, som følge af en god rekruttering og en hurtig opvækst. Forøgelsen i fangsten af aborrer gennem perioden skyldes overvejende en meget stor årgang rekrutteret i 2010, som i 2013 nåede længder mellem 18-25 cm. I 2009 blev der ikke sat brasengarn, men i 2010 og 2011 blev der fanget en del meget store aborrer i brasengarnene. I 2012 og 2013 blev brasengarnene skiftet til garnlænker med større masker, og fangsten af aborrer i brasengarn stoppede.

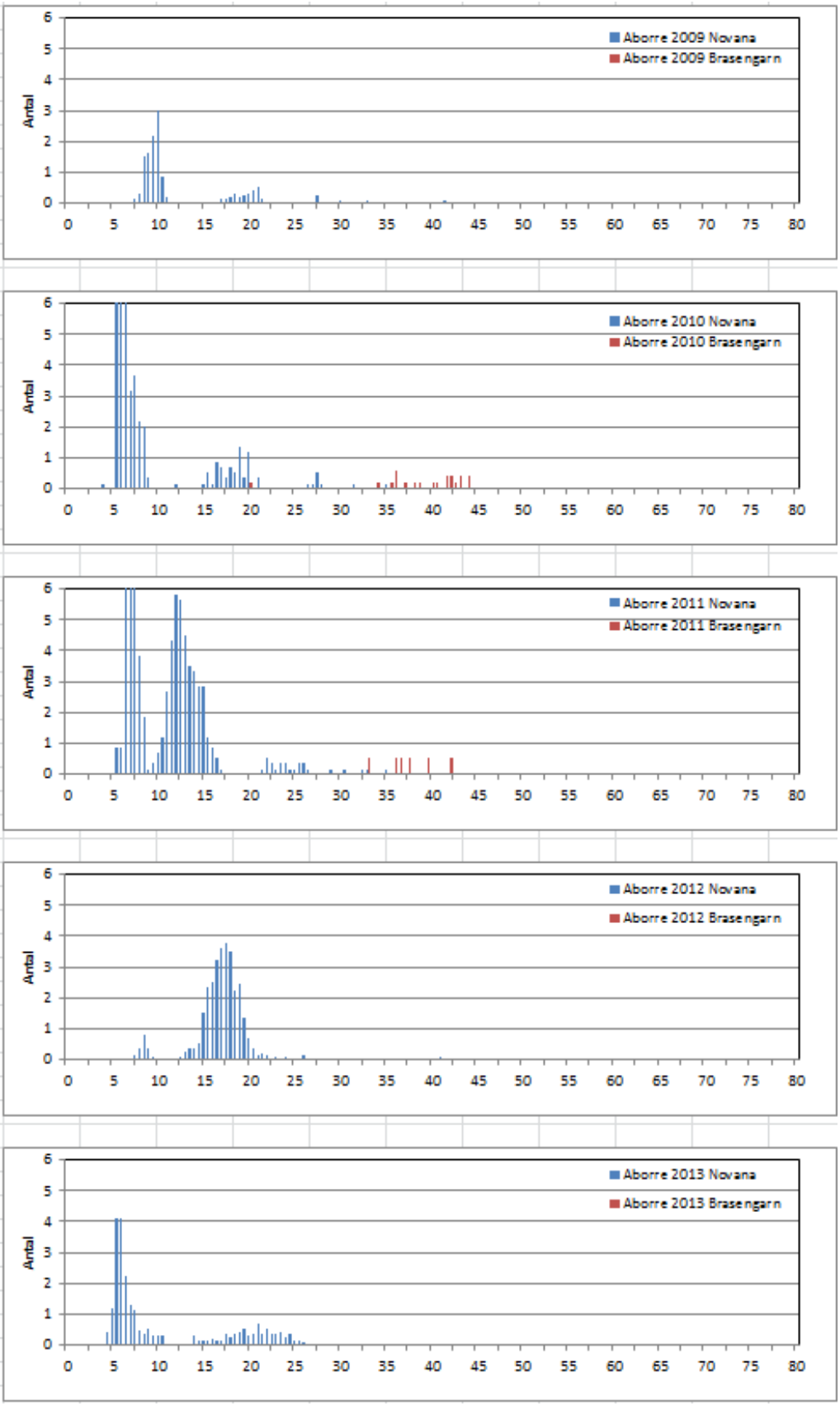
Brasenernes størrelsesfordeling har været præget af yngel og etårige brasener i de fleste år (figur 6.3). I 2009 var ynglen ekstremt talrig, men også etårsfisk optrådte hyppigt i fangsten. På trods af betydelige mængder af yngel, synes brasenerne ikke at rekruttere væsentligt til bestanden af større brasener, som gennem hele perioden har været forholdsvis talfattig. Fangsten i brasengarnene afslører dog, at søen rummer en ikke uvæsentlig bestand af meget store brasener, som i kraft af en middelvægt omkring 5 kg kan udgøre en væsentlig del af fiskebestandens biomasse.

Skallernes størrelsesfordeling viser, at bestanden lider under en helt usædvanlig ringe rekruttering, hvilket bevirker en meget talfattig skallebestand med fisk i forskellige størrelser op til 40 cm (figur 6.4). Skalleynglen er antageligt reguleret kraftig af søens store bestand af potentielt rovlevende aborrer. Horkenes størrelser ved de respektive undersøgelser viser en forholdsvis hurtig vækst i de første to år, men også en betydelig dødelighed (figur 6.5).

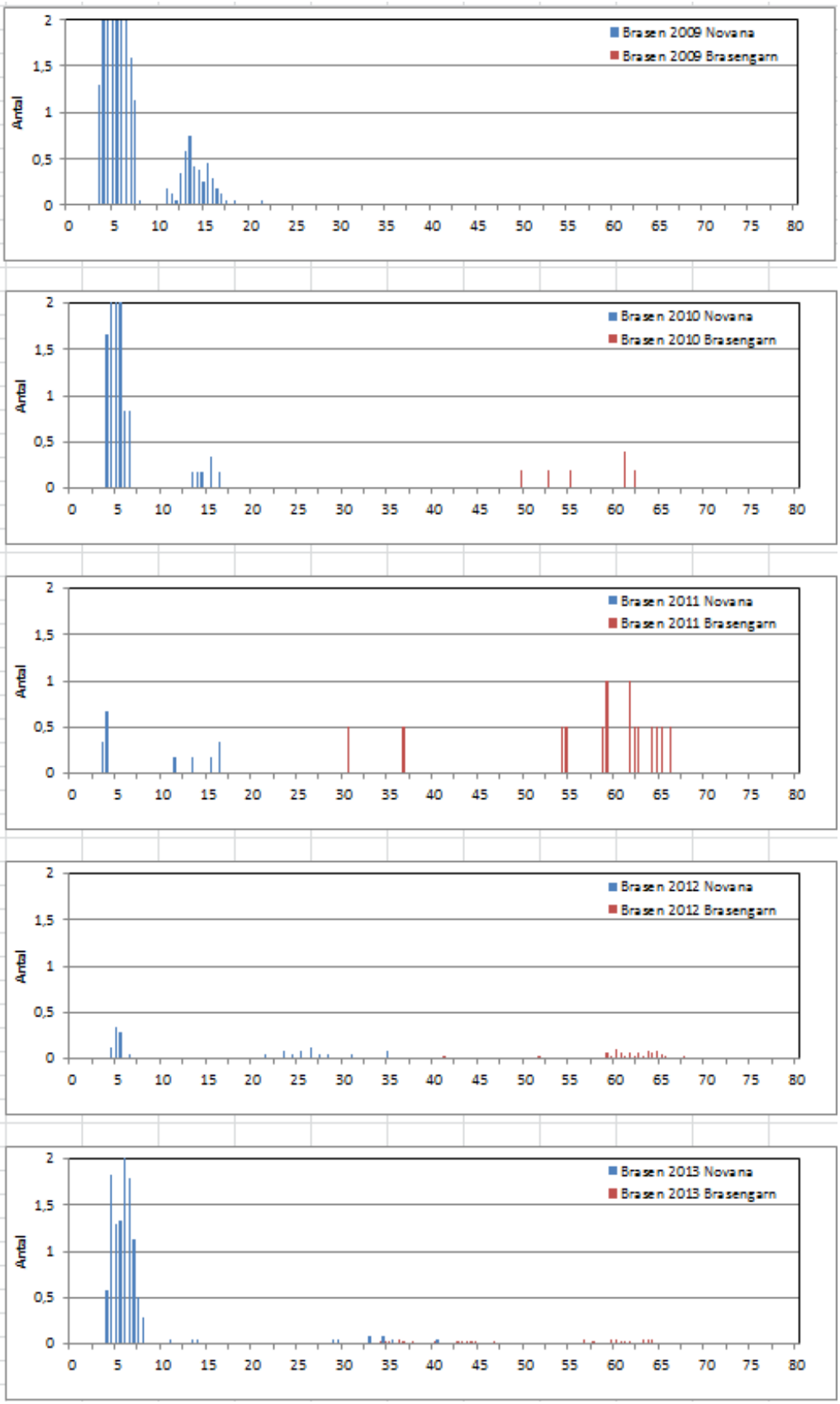
Kondition

Udviklingen i de respektive fiskearters kondition er vist i figur 6.6. Søens aborrer har generelt været forholdsvis fede sammenlignet med aborrer i andre danske søer, ikke mindst hvad gælder de større aborrer. Konditionen var faldende i årene efter fremkomsten af den store årgang i 2010, men senest er den øget noget på ny i 2013.

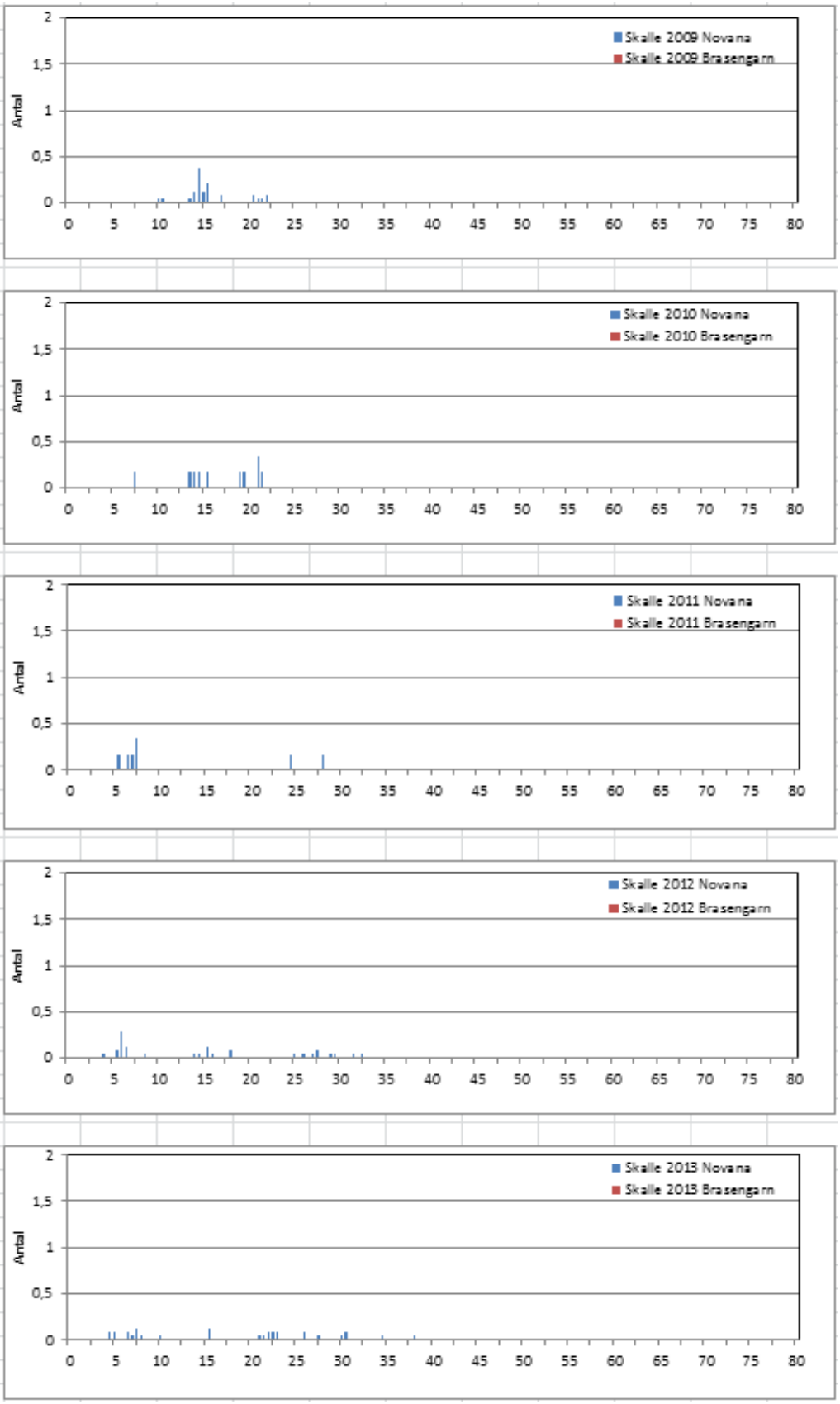
Søens brasenyngel har generelt haft en lidt ringere kondition end normalt, mens brasener i størrelser over 40 cm generelt har været federe end normalt uden nogen egentlig udvikling gennem perioden. Søens beskedne bestand af skaller har generelt været forholdsvis fede, hvilket tillige kan siges om søens hork. Både størrelsestruktur og konditionsforhold tyder på at fødekonkurrencen er forholdsvis beskeden hos de fleste arter og størrelser i søen.



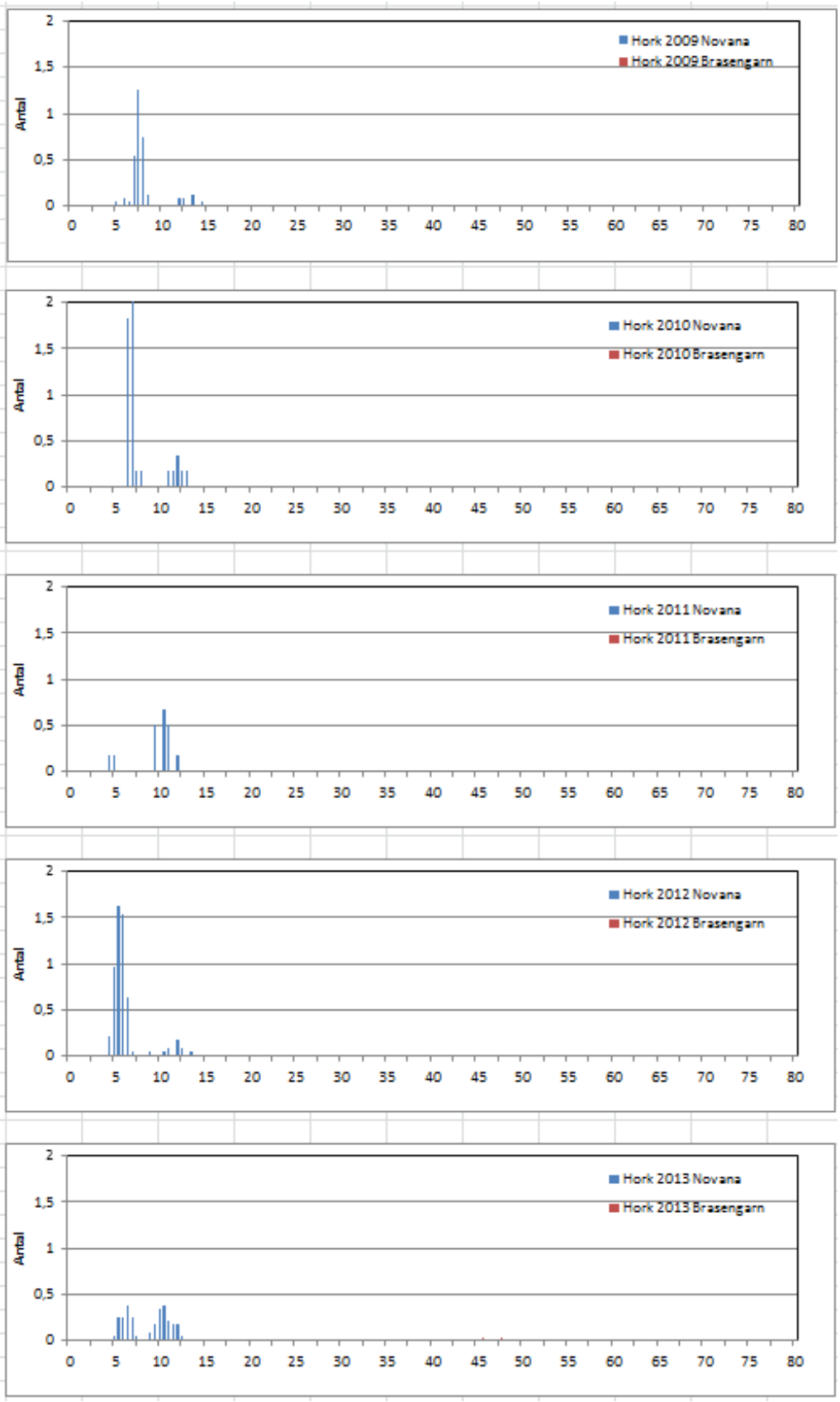
Figur 6.2: Længdefordeling af aborre i antal pr. garn i biologiske oversigtsgarn og i brasengarn i Sjælsø 2009-2013.



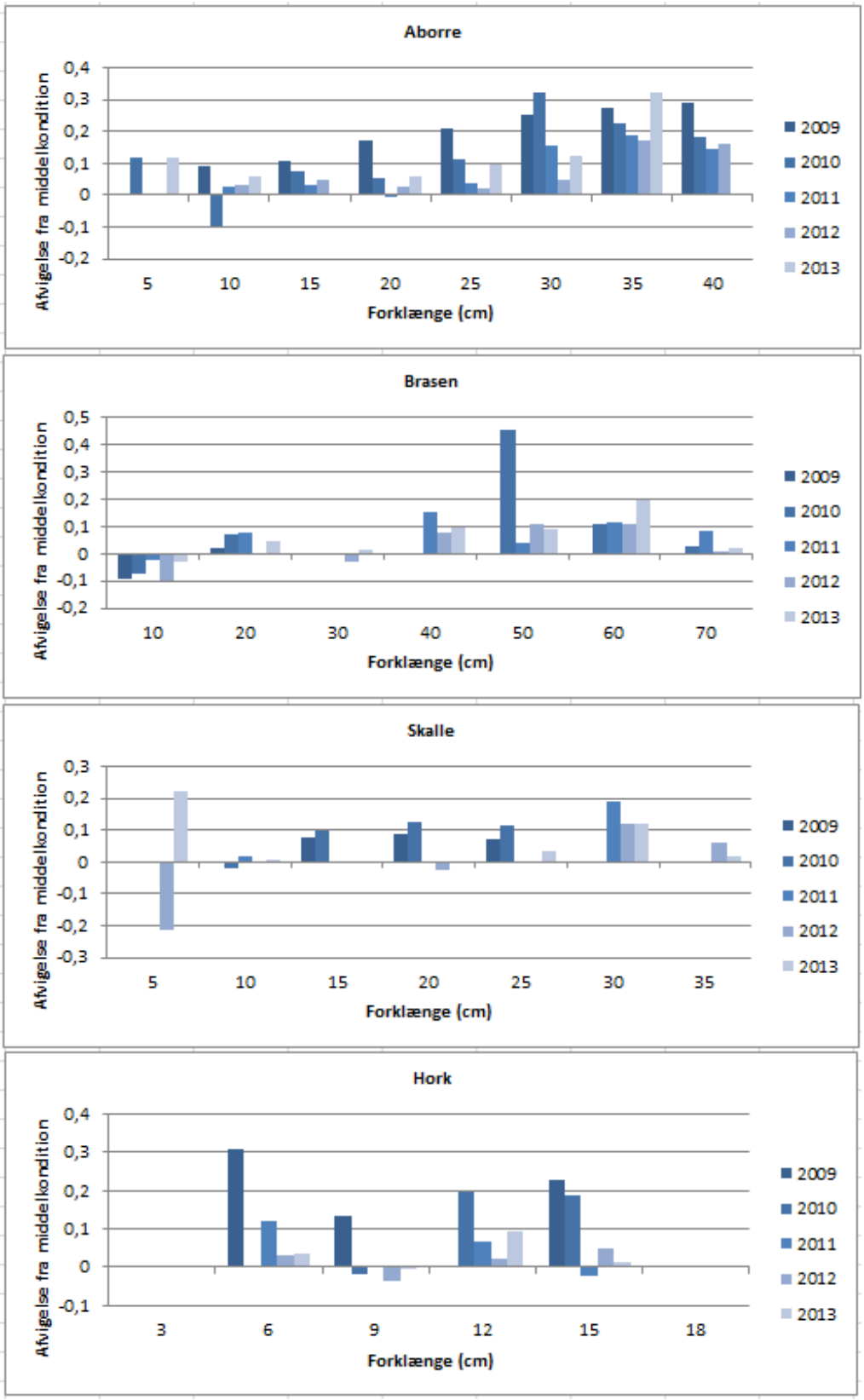
Figur 6.3: Længdefordeling af brasen i antal pr. garn i biologiske oversigtsgarn og i brasengarn i Sjælsø 2009-2013.



Figur 6.4: Længdefordeling af skalle i antal pr. garn i biologiske oversigtsgarn og i brasengarn i Sjælsø 2009-2013.



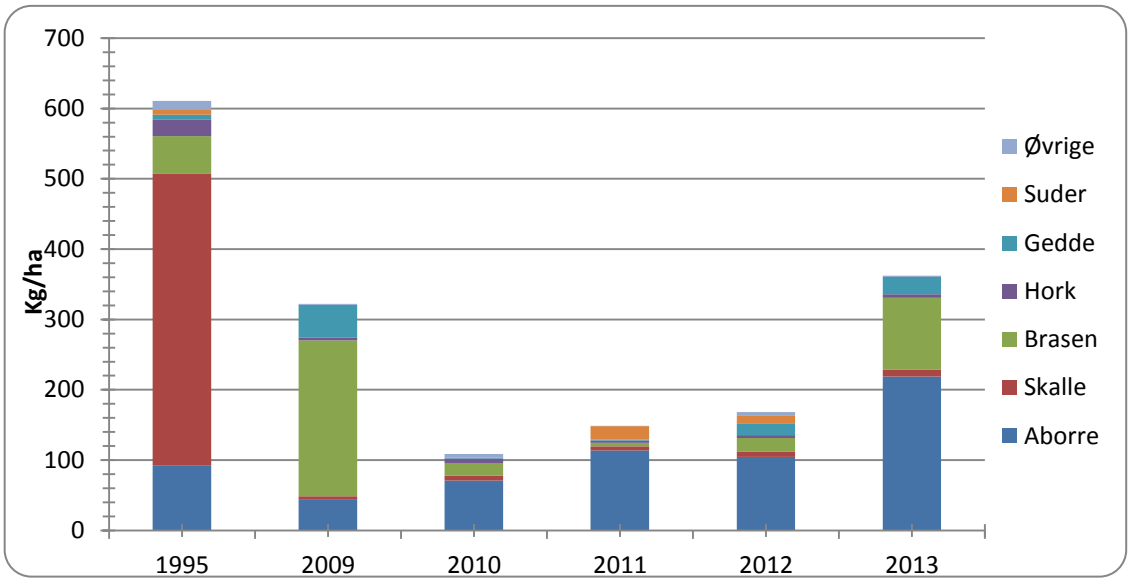
Figur 1.5*: Længdefordeling af hork i antal pr. garn i biologiske oversigtsgarn og i brasengarn i Sjælsø 2009-2013.*



Figur 6.6: Relativ kondition af aborre, brasen, skalle og hork i Sjælsø 2009-2013 ift. middelkonditionen i en række danske søer.

Biomasse

Der er ikke foretaget bestemmelse af fiskebestandens biomasse, men ud fra erfaringstal mellem garnfangst og fiskebiomasse for de enkelte arter og størrelser, kan fiskebiomassen groft skønnes (figur 6.7).



Figur 6.7: Skønnes biomassetæthed af de respektive fiskearter i Sjælsø i 1995 og i perioden 2009-2013.

Fiskebestanden skønnede biomasse var i 1995 godt 600 kg/ha, hvilket er som ventet i en middel dyb næringsrig sø, og biomassen var helt domineret af store skaller. I 2009 var biomassen med lidt over 300 kg/ha forholdsvis beskeden og helt domineret af brasenyngel. I de følgende tre år var biomassen meget lille for søtypen, men i 2013 øgedes biomassen som følge af en betydelig mængde brasenyngel og opvækst af aborrer.

Fiskebestanden i Sjælsø bærer stadig præg af en fiskedød, som fandt sted sidst i 1980érne. I årene der fulgte fremkom en stor bestand af store skaller og aborrer, som nød godt af den ringe fødekonkurrence. I 2009 var den store bestand af skaller forsvundet som følge af manglende rekruttering, og bestanden har siden været domineret af aborrer og brasen. Gode vækst og konditionsforhold viser at fødekonkurrencen stadig er beskeden, og tilstanden er ikke stabil, da fiskebestanden præges af meget variable rekrutteringsforhold, ikke mindst hos søens brasener.

Brasengarn

De spinkle biologiske oversigtsgarn anvendt ved fiskeundersøgelserne fisker ikke effektivt på fisk over ca. 2-3 kg, og søens bestand af store brasener og karper bliver ikke repræsenteret i fangsten. De meget lave biomasser bestemt ved fiskeundersøgelserne kunne således tænkes at skyldes en manglende bestemmelse af en stor bestand af store brasener og karper. Et supplerende fiskeri med stormaskede garn i 2010 og 2011 afslørede således en bestand af meget store brasener med middelvægt omkring 5 kg.

En manglende bestemmelse af en stor bestand af store brasener vil være kritisk i forbindelse med undersøgelser foretaget med henblik på at vurdere mulighederne for at gennemføre en sørestaurering gennem biomanipulation, og tilvejebringelsen af et redskab, som kan give et realistisk billede af bestanden af store fisk er derfor af afgørende betydning i denne sammenhæng.

Af denne grund blev der udviklet et "brasenoversigtsgarn" bestående af 5 forskellige maskevidder i størrelser mellem 85 mm og 135 mm halvmaske i en tilstrækkelig kraftig tråd, som vist nedenfor.

Maskevidde (halvmaske)	mm	85	90	110	120	135
Tråd	mm	0,3	0,4	0,45	0,45	0,52
Højde	m	2	2	2	2	2
Længde	m	18	18	18	18	18

Tabel 6.4: Brasenoversigtsgarn.

I sensommeren 2012 blev der gennemført en undersøgelse med 80 brasengarn jævnt fordelt på 20 stationer i søen. I 2013 blev undersøgelsen gentaget med 40 garn.

Middelfangsten i brasengarnene pr. 16 timer var 0,79 brasener i 2012 og 0,58 brasener i 2013 (tabel 6.5), men mens næsten halvdelen af brasenerne (47 %) var mindre eksemplarer i 2013 var kun knap 4 % små i 2012. Fangsten af store brasener var således reelt faldet væsentligt fra 2012 til 2013, hvilket muligvis skal tilskrives et forskelligt aktivitetsniveau ved de to undersøgelser, da bestanden næppe er reduceret nævneværdigt i den mellemliggende periode.

Foruden brasener blev der fanget 0,25 karpe pr. garn i 2012 og 0,08 pr. garn i 2013. Desuden blev der fanget enkelte sudere og en karusse.

Periode	Antal garn	CPUE	SDM	95 % cl		
16.-29. august 2012	80	0,79	0,13	0,52	-	1,06
2.-5. september 2013	40	0,58	0,11	0,36	-	0,80

Tabel 6.5: Middelfangsten af brasener i brasengarn normaliseret til 16 timers fiskeri i Sjælsø i 2012 og 2013. SDM = standardafvigelse på middelværdien.

Der findes ingen kalibrering af brasengarnene, men vurderet ud fra et forhold på 60:9 mellem garnarealet på brasengarnene og NOVA oversigtsgarnene svarer fangsten ved de to undersøgelser til et bestandsestimat på henholdsvis 2930 brasener og 2140 brasener, hvoraf for sidstnævntes vedkommende kun godt halvdelen er store brasener.

For at evaluere brasengarnenes effektivitet blev der i april 2014 ved vodfiskeri fanget, mærket (højre bugfinne) og genudsat 36 store brasener, og i starten af maj blev der i forbindelse med

brasenernes gydetræk fanget 75 brasener, som blev undersøgt for mærke, mærket i venstre bugfinne og genudsat med henblik på en genfangst i sensommeren. Der blev registreret 2 genfangst, hvilket svarer til en bestandsstørrelse på 1.350 store brasener svarende til 6,7 tons.

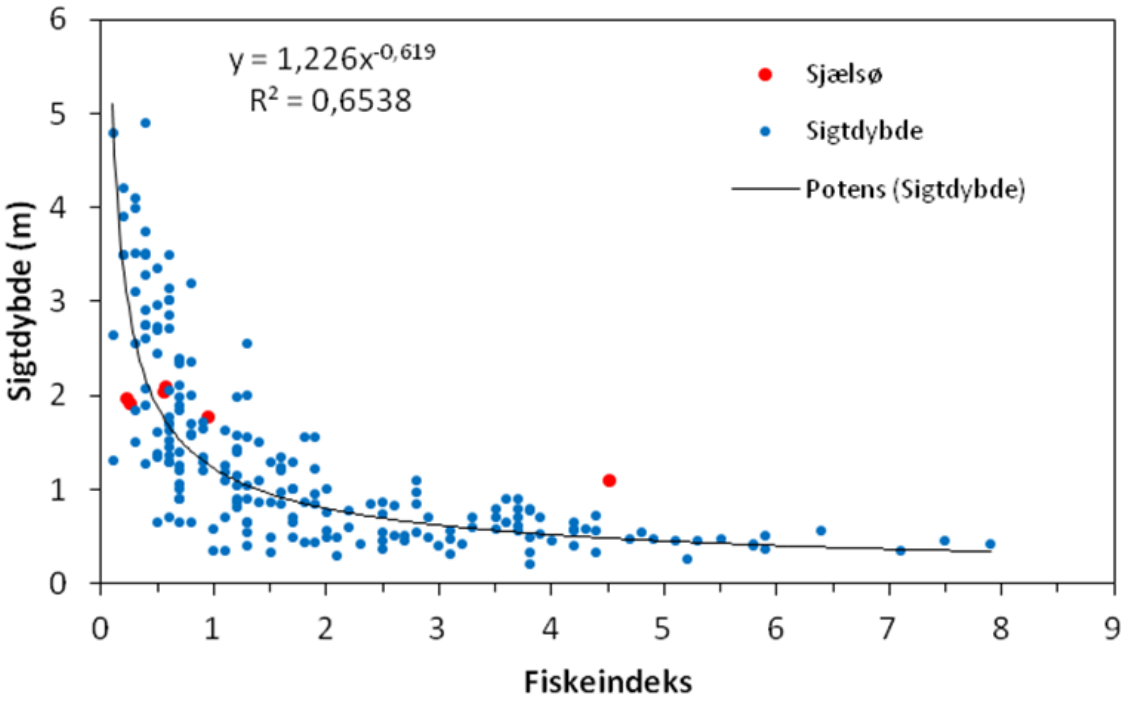
Vurderinger

Fiskebestandens betydning for søens vandmiljø kan ofte vurderes gennem et indeks (F_i) som udtrykker fiskenes potentielt negative påvirkning af vandmiljøet:

$$F_i = \frac{\frac{Kf}{50} + \frac{Br>10}{5} + \frac{20}{40-Ab\,\%}}{3}$$

Hvor Kf er antallet af karpefisk pr. garn, Br>10 er antallet af brasener større end 10 cm pr. garn og Ab % er de store aborres andel af fiskebiomassen. Som det fremgår af figur 6.8 er sigtdybden som regel ringe i søer med et fiskeindeks over 2 og i klarvandede søer er indekset under 1.

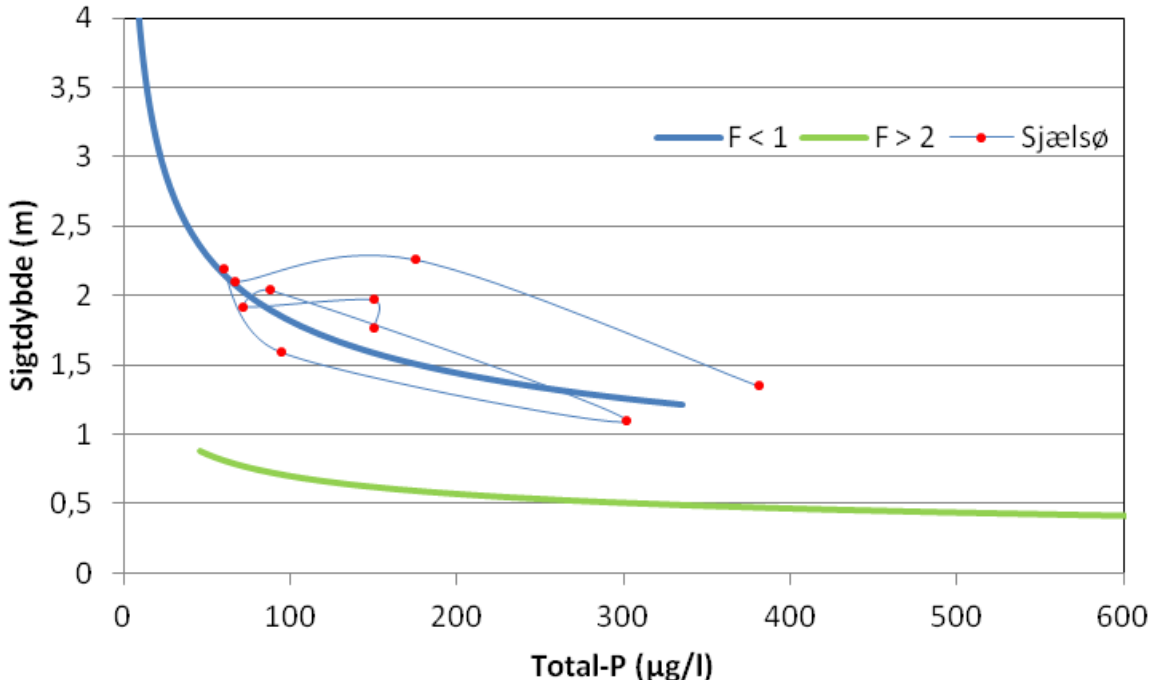
I Sjælsø har fiskeindekset beregnet i år med fiskeundersøgelser været under 1 alle årene på nær 2009, hvor ekstreme mængder brasenyngel optrådte i søen. Middelsommersigtdybden har generelt forholdsvis god, men i 2009 var sigtdybden noget ringere end i de øvrige år. Det er derfor oplagt at tro at den store yngeltæthed har påvirket søens vandmiljø efter fremkomsten i sensommeren.



Figur 6.8: Sammenhæng mellem et beregnet fiskeindeks og den målte sommermiddelsigtdybde i en række danske søer og i Sjælsø i årene 1995 og 2009-2013.

Der er markant forskellige relationer mellem fosforkoncentration i søvandet og vandets klarhed i søer med forskellige fiskebestande, idet søer, hvor biologien er ude af balance (højt fiskeindeks), er væsentligt mere uklare end søer i balance (lavt fiskeindeks) ved samme næringsniveau. Søer ude af balance reagerer kun meget trægt på ændringer i næringsstofniveauet, mens søer med et balanceret biologisk system generelt er markant mere klarvandede, og de reagerer med mere klart vand på faldende fosforniveau (figur 6.9).

I Sjælsø, har forholdet mellem sigtdybden og fosforkoncentrationen i de fleste år været sammenlignelig med modellen for søer med lavt fiskeindeks. Middelsigtdybden i Sjælsø dækker dog over en forsommer, hvor vandet er meget klart, og en sensommer, hvor algevækst i varierende grad bevirker uklart vand, og hvor en massiv intern belastning bevirker at algevæksten bliver kvælstofbegrænset.



Figur 6.9: Empirisk sammenhæng mellem total-P og sigtdybde (sommermiddel) i søer med lavt fiskeindeks (<1) og højt fiskeindeks (>2) samt udviklingen i total-P og sigtdybde i Sjælsø i perioden 1989-2013 (https://ofvs.miljoeportal.dk).

Sammenfatning

Sjælsø rummer en usædvanlig fiskebestand med meget få skaller og en dominans af store aborrer, meget store brasener og til tider af en meget talrig bestand af brasenyngel. Som følge af intern belastning er søen meget næringsrig og produktiv og fiskene har generelt gode vækst- og konditionsforhold. Søens store aborrer spiller en væsentlig rolle for reguleringen af fredfiskene og rekrutteringen til voksne størrelser er generelt ringe hos søens fredfisk. Bestanden er næppe stabil, og en regulering af søens bestand af store brasener ville muligvis kunne stabilisere forholdene, såfremt dette kunne nedbringe den interne belastning og mindske forekomsten af de nuværende til tider ekstreme mængder af brasenyngel.

Kapitel 7: Intern belastning

Af NIRAS A/S

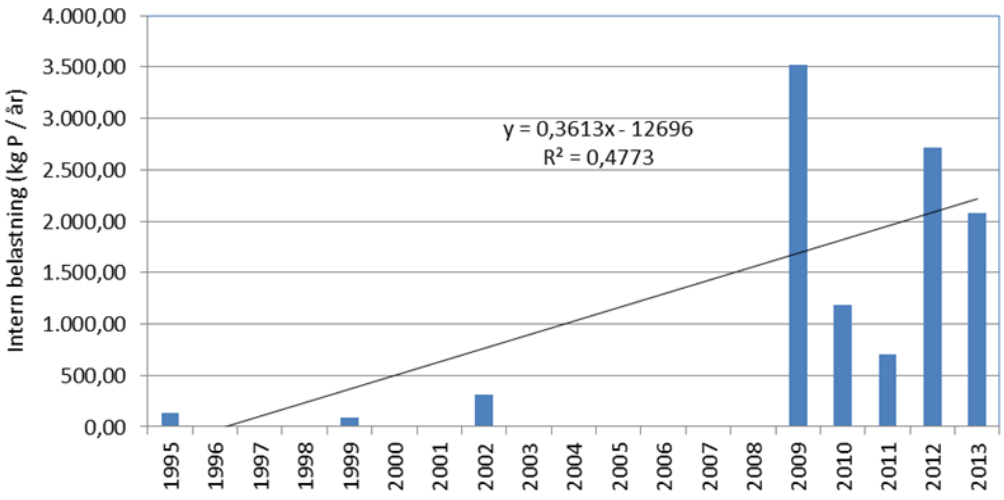
Den interne fosforbelastning i Sjælsø er primært beregnet og vurderet ud fra to datasæt fra de udførte undersøgelser i søen:

1. Vandkemiske data fra 74 prøvetagninger i perioden januar 2009 - december 2013.
2. Sedimentundersøgelse på 5 stationer i januar 2013 med efterfølgende fosfor-fraktionering og beregning af mobile fosforpuljer.

Teoretisk intern belastning

Den teoretiske interne belastning er beregnet ud fra målinger af total-fosfor i de vandprøver der er analyseret i perioden 2009 – 2013, samt i tidligere undersøgelsesår (1995, 1999 og 2002). Differencen mellem den maksimale fosforkoncentration i søvandet i sommerperioden (maj – september) og den laveste fosforkoncentration i vinter/forårsperioden (januar – april), kan anvendes som et mål for den ophobning af fosfor der sker i vandfasen, som følge af frigivelse fra sedimentet, dvs. den interne belastning[3].

Som det fremgår af figur 7.1, har den teoretiske interne belastning varieret kraftigt, fra meget lave værdier i årene 1995, 1999 og 2002, til høje værdier i 2009, 2012 og 2013. Det er dog vigtigt at være opmærksom på, at den anvendte beregningsmetode giver et groft estimat, der let kan undervurdere den reelle interne belastning, idet der bl.a. også sker en transport fra vandfasen tilbage til sedimentet i denne periode (eksempelvis ved sedimentation af døde alger).



Figur 7.1: Den teoretiske interne belastning i Sjælsø, baseret på søens fosforindhold i henholdsvis forårs- og sommermånederne, samt en tendenslinje for udviklingen i perioden 1995 - 2013.

[3] Egemose, S., Jensen, H. S., Søndergaard, M. & Lauridsen, T. L., 2013. Vejledning for gennemførelse af sørestaurering. Naturstyrelsen.

Baseret på udviklingen i perioden 1995 – 2013 kan der ikke identificeres en reduktion i den teoretiske interne belastning. Tværtimod er der en tendens til at den interne belastning stiger gennem perioden (figur 7.1).

Der forekommer sjældent helt iltfrie forhold ved bunden i søen, men på enkelte datoer i 1995, 1999, 2009, 2010 og 2012 har der været kortere perioder med lagdeling af vandmassen og markant lavere iltkoncentrationer i bundvandet. Der er dog ingen tydelig sammenhæng mellem forekomsten af lave iltkoncentrationer i bundvandet og den årlige interne belastning i søen.

Mobil fosforpulje i sedimentet

Beregninger af sedimentets forskellige fosforfraktioner viste, at sedimentet i 2013 indeholdt en samlet mobil fosforpulje på 19,9 ton, bestående af letadsorberet P, jernbundet P og non-reaktivt P[4]. Hovedparten af denne pulje fandtes i søens vestlige ende (tabel 7.1), hvor søens hovedtilløb findes.

I forhold til tidligere undersøgelser er dette en væsentlig reduktion fra de 45,5 ton der blev beregnet som den mobile pulje i 1990. De to undersøgelser er dog ikke 100 % sammenlignelige, idet der er forskel i de anvendte beregningsmetoder og prøvetagningsstationer i søen.

Figur 7.2: Placeringen af de 5 prøvestationer ved sedimentundersøgelsen i januar 2013.

Tabel 7.1: Mobil P-pulje ved 2013-undersøgelsen.

	St. A	St. B	St. D	St. Vest	St. Øst
Mobil P-pulje (ton)	3,8	2,8	6,4	6,2	0,6
Areal (ha)	69,0	69,0	44,0	46,6	17,6
Mobil P / ha (kg)	56	41	146	134	32

[4] Jørgensen, C., Jensen, H. S & Andersen, F. Ø., 2013. Undersøgelse af fosfor, jern og aluminium i sedimentet fra Sjælsø og Ringsjön, 2013. Notat fra Syddansk Universitet / CLEAR.

Ved sammenligning af 1990- og 2013-undersøgelsen kan der dog konstateres et fald i den mobile pulje på mellem 45 og 75 %, på de stationer der indgår i begge undersøgelser.

Konklusion: sedimentets betydning for søens tilstand

Sedimentet i Sjælsø indeholdt i 2013 en så stor mobil pulje, at den potentielt kan have stor betydning for søens tilstand. De målte fosforkoncentrationer i søen viser, at der hver sommer sker en stigning i sommerperioden. Da der i beregningen er fratrukket eksterne tilførsler, må koncentrationsforøgelsen skyldes intern belastning. Denne stigning skyldes formentlig intern belastning fra sedimentet, enten ved direkte frigivelse til vandfasen, eller indirekte via næringsoptagelse i rodfæstede undervandsplanter og efterfølgende frigivelse til vandfasen ved nedbrydning af vandplanterne.

Der er tegn på at den mobile pulje i sedimentet er reduceret væsentligt siden 1990, men denne udvikling kan ikke aflæses i en reduktion i den beregnede teoretiske interne belastning, der reelt er steget i samme periode.

Mulige indgreb overfor den interne belastning

Den mobile fosforpulje i sedimentet kan immobiliseres ved behandling med aluminium eller andre fosforfældningsmidler. Syddansk Universitet har beregnet, at der samlet skal tilsættes 178 ton aluminium for at immobilisere fosforpuljen i Sjælsø. Dette er forholdsvis store mængder, hvorfor det anbefales, at det tilsættes ad flere omgange med et par års mellemrum.

Omkostningerne til en behandling af søen med aluminium, som ovenfor skitseret, kan anslås til 1 – 1,3 mio. kr., baseret på priserne i statens virkemiddelkatalog til vandplanerne[5]. Dette beløb vil dog skulle kvalificeres yderligere gennem en detailprojektering.

En anden mulighed kunne være, at nøjes med at behandle den del af søen hvor den største mobile fosforpulje findes. Sedimentundersøgelsen fra 2013 viste således at næsten 2/3 af søens samlede mobile fosforpulje findes på et areal på omkring 90 ha i søens vestlige ende. Ved at foretage en aluminiumbehandling af dette areal, vil der kunne opnås en relativt stor effekt. De nærmere forhold omkring besparelser, fordele og ulemper ved en fuld aluminiumbehandling i forhold til en ”punkt”-behandling, vil dog kræve en nærmere undersøgelse.

Alternative indgreb overfor den interne belastning kunne være følgende:

1. Grødeskæring og fjernelse af undervandsplanter i søen
2. Reduktion i mængden af brasen og karper
3. Behandling af søen med fældningsmidlet Phoslock
4. Fjernelse af sediment.

Af de ovenstående muligheder vurderes 1 og 2 som de mest realistiske, idet de to sidstnævnte vil være væsentligt dyrere end en aluminiumbehandling af søen. Både for grødeskæring og opfiskning af brasen/karper vil der dog være tale om indgreb der har væsentlig mindre effekt end

[5] Statens virkemiddelkatalog til vandplanerne. Link.

en aluminiumbehandling af søen, og som formentlig vil skulle gennemføres over en længere årrække for at opnå de ønskede effekter.

Hvis der foretages en årlig grødeskæring af et areal på 20 ha, svarende til knap 7 % af søens areal, kan der, ved en gennemsnitlig tæthed af planter på 2 kg ww / m^2, fjernes omkring 267 kg fosfor om året. Hvis hele den mobile pulje af fosfor skal fjernes på denne måde, skal der grødeskæres og fjernes planter fra søen i knap 43 år, hvis der samtidig antages en irreversibel binding i sedimentet på 200 kg om året.

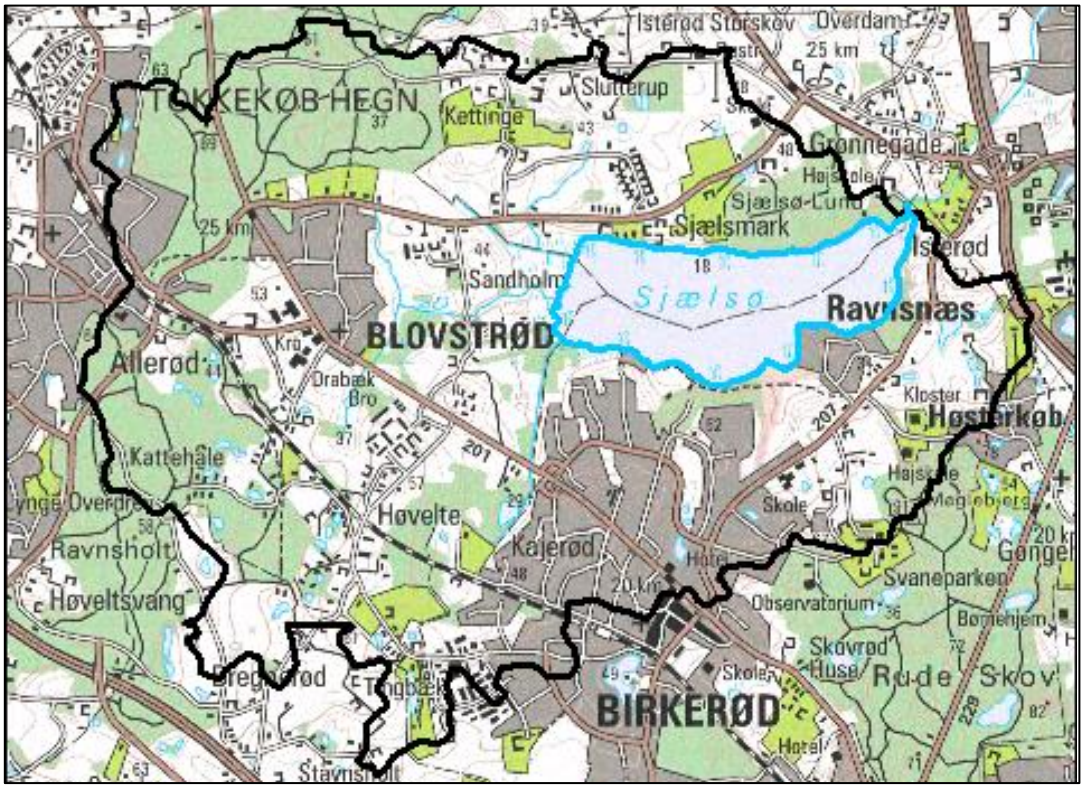
De to metoder med henholdsvis grødeskæring og opfiskning af karper/brasen bør således ikke udføres som eneste indgreb overfor sedimentet. Begge dele kan dog være relevante som supplerende indsatser, idet de kan reducere næringsfrigivelsen til søvandet i sommerperioden. Opfiskning af brasen/karper, som et supplement til aluminiumbehandling, kan desuden have den positive effekt, at det forhindrer resuspension af aluminium og dermed reducerer risikoen for toksiske effekter af aluminium.

Kapitel 8: Ekstern Belastning

Af NIRAS A/S

Oplandsbeskrivelse

Sjælsø har et opland på 3.549 ha, med en arealanvendelse domineret af landbrug, skov og bebyggelse, der hver især udgør omkring 25 % af oplandsarealet[6].



Figur 8.1: Oplandet til Sjælsø.

Vandtilførslen til søen sker hovedsageligt via de 6 tilløb til søen, nedbøren og grundvandet. Hver af disse tre kilder bidrog med omkring 2 mio. m^3 vand til søen, i perioden april 2013 – marts 2014 (tabel 8.1).

[6] Jacobsen, B. A., 2005. Sjælsø 1995 – 2002. Vandmiljøovervågning nr. 111, Frederiksborg Amt, Teknik & Miljø, Landskabsafdelingen.

Tabel 8.1: Vandbalance for Sjælsø i perioden april 2013 – marts 2014.

(m^3)	apr-13	Maj	Juni	Juli	august	September	Oktober	November	dec-13	jan-14	Februar	mar-14	**Samlet**
Vandtilførsel, vandløb	173.941	153.106	218.826	39.956	22.835	25.356	44.990	128.393	256.006	335.339	226.998	193.304	**1.819.050**
Vandtilførsel, nedbør	60.357	180.455	221.719	51.119	123.177	159.514	197.699	177.375	209.401	220.487	144.733	78.218	**1.824.254**
Vandtilførsel, direkte opland	23.554	20.418	25.711	12.464	5.450	5.731	9.957	32.551	55.495	67.750	43.913	31.334	**334.328**
Vandtilførsel, grundvand	181.252	181.252	181.252	181.252	181.252	181.252	181.252	181.252	181.252	181.252	181.252	181.252	**2.175.034**
Vandtilførsel, punktkilder	5.500	16.443	20.204	4.658	11.224	14.535	18.015	16.163	19.081	20.091	13.188	7.127	**166.230**
Sum, tilførsel	444.604	551.674	667.712	289.449	343.938	386.388	451.913	535.734	721.235	824.919	610.084	491.235	**6.318.896**
Vandfraførsel, afløb	492.084	228.128	220.261	202.486	208.609	166.768	156.750	219.013	201.674	486.377	520.063	447.454	**3.738.911**
Vandfraførsel, fordampning	177.265	290.070	331.969	322.300	273.955	161.150	80.575	32.230	16.115	16.115	32.230	90.244	**1.824.218**
Sum, fraførsel	669.349	518.198	552.230	524.786	482.564	327.918	237.325	251.243	217.789	502.492	552.293	537.698	**5.563.129**
Magasinændring i søen	-380.900	32.230	-52.740	-298.860	-216.820	-64.460	125.990	184.590	372.110	93.760	20.510	-187.520	-372.110
Diff	156.155	1.246	168.221	63.523	78.194	122.930	88.598	99.901	131.336	228.667	37.282	141.057	**1.127.877**

Kilder til ekstern belastning

De største kilder til den eksterne fosforbelastning af Sjælsø har gennem mange år været punktkildeudledninger fra kloaksystemet og den diffuse belastning fra landbrugsarealer, naturarealer og spredt bebyggelse, der primært løber til søen via de 6 tilløb. I perioden april 2013 – marts 2014 er der beregnet en samlet fosforbelastning på 402 kg, med punktkilder og tilførsel via vandløbene som de to største kilder (tabel 8.2).

Tabel 8.2: Ekstern belastning af Sjælsø i perioden april 2013 – marts 2014, fordelt på de forskellige P-kilder.

Punktkilder	Vandløb	Direkte opland	Grundvand	Nedbør	Samlet
189 kg P	145 kg P	17 kg P	22 kg P	29 kg P	402 kg P

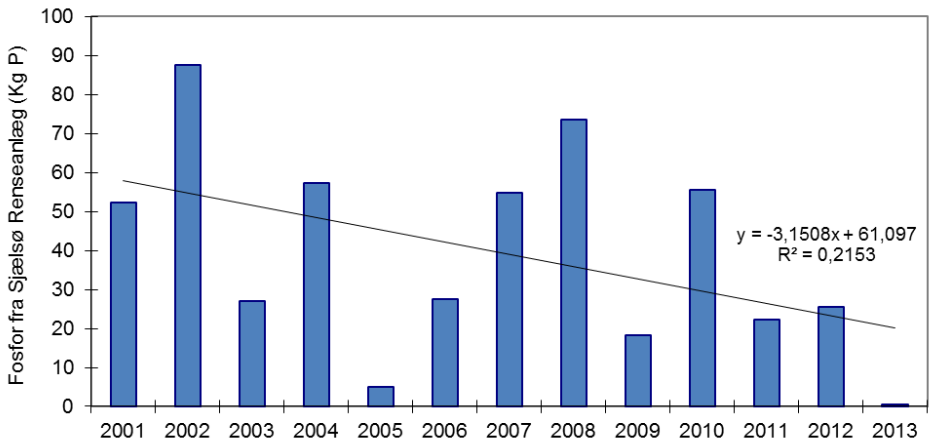
Hovedparten af den diffuse fosfortilførsel er sket via de tre største tilløb, Ellebækken, Degnebækken og Kajerød Å (tabel 8.3).

Tabel 8.3: Beregnet årlig diffus P-belastning og vandtilførsel (april 2013 – marts 2014) via de 6 tilløb til Sjælsø, baseret på de 23 udførte enkeltmålinger.

	Beregnet P-belastning (kg)	Beregnet vandtilførsel (m^3)
Kajerød Å	62,8	430.493
Ellebækken	24,0	516.628
Degnebækken	28,8	408.038
Eskemoserende	12,8	212.259
Slugten	15,1	211.897
Ravnsnæsbækken	1,9	39.734
Samlet	**145,4**	**1.819.050**

Fosfortilførslen fra punktkilder sker hovedsageligt via vandløbene Ellebækken, Kajerød Å og Eskemoserenden. Der findes ingen kendte udledninger til Degnebækken eller Ravnsnæsbækken.

Belastningen fra punktkilder er meget afhængig af nedbørsmængderne og intensiteten af disse. Dette fremgår tydeligt af figur 8.2, der viser overløbsmængderne fra Sjælsø Renseanlæg, der er den største enkelt-kilde til fosforbelastningen af Sjælsø. I 2013 var belastningen fra renseanlægget minimal, mens den i eksempelvis 2010, hvor der forekom flere kraftige nedbørshændelser, var væsentligt større.



Figur 8.2: Den årlige P-belastning fra Sjælsø Renseanlæg.

Algae Be Gone har i 2013 udført en række tests af en passiv fosforprøvetager, Sorbicell, der kontinuerligt akkumulerer fosfor. Testene har været udført i to tilløb til Sjælsø (Ellebækken og Degnebækken), hvor der har været placeret prøvetagere op- og nedstrøms de forventede udledningspunkter. De passive fosforprøvetagere havde til opgave at identificere overløbspunkter mellem de to prøvetagere samt til beregning af fosfortilførslen til søen.

Fosforprøvetagerne har desværre ikke været i stand til at identificere overløbspunkter eller at vise et validt billede af fosfortilførslen, idet der har været en række praktiske problemer med udstyret. Eksempelvis er fosforprøvetagerne i høj grad sårbare over for lavt flow og lav vandstand, hvilket giver ”små” og usikre resultater. Tilstopning af prøvetagerne udgør et andet praktisk problem.

På grund af udfordringer med at opnå et tilstrækkeligt flow gennem de opsatte Sorbicells, har der været anvendt både horisontale og vertikale (bundinstallation) opsætninger af Sorbicells. De vertikale opsætninger har imidlertid vist bedre resultater end de horisontale opsætninger. Det er dog nødvendigt med yderligere test og undersøgelser (helst i større og dybere vandløb med et større og mere stabilt vandflow) for at vurdere, om metoden er anvendelig. I de mindre vandløb med lavt vandflow som tilløber Sjælsø har metoden ikke vist brugbare og valide resultater.

De anvendte data for belastningen via punktkilderne er derfor hentet i kommunernes spildevandsplaner, hvor der for hvert udledningspunkt er angivet en forventet stofbelastning i et ”normal-år”. Det vil naturligvis forbedre datagrundlaget, hvis disse data kvalificeres yderligere, eventuelt ved brug af målere i overløbene eller vandstandsmålere flere steder ned gennem vandløbene.

Perioden april 2013 – marts 2014 havde få kraftige nedbørshændelser og det må således forventes, at den samlede belastning på 402 kg P, kan være væsentligt højere i år med skybrud og andre kraftige nedbørshændelser.

Den diffuse belastning via vandløbene, samt belastningen via grundvand, nedbør og det direkte opland, vurderes at være så lave, at der ikke er behov for en yderligere reduktion af disse kilder.

Det vil derimod være gavnligt for søen, hvis der iværksættes en reduktion af udledningerne fra de kloakoverløb der løber til søen.

Den samlede eksterne belastning vurderes af Naturstyrelsen at skulle ned under 751 – 863 kg P årligt[7], før der kan forventes målopfyldelse i søen, jf. kravene til klorofylkoncentration i de statslige vandplaner. Baseret på resultaterne indhentet gennem projekt Algae Be Gone vurderes det, at den eksterne belastning er bragt tilstrækkeligt ned til at dette mål kan opfyldes.

[7] Data fra Naturstyrelsens belastningsopgørelse for Sjælsø, anvendt i vandplansammenhæng. Mail fremsendt af Inge Thorsgaard, Rudersdal Kommune, d. 8. april 2014.

Kapitel 9: Fosforbalance

Af NIRAS A/S

Den samlede fosforbalance for søen i perioden april 2013 – marts 2014 kan ses i tabel 9.1. Som det ses, blev der i perioden tilført 402 kg P via de forskellige kilder og fraført 284 kg P via udløbet til Usserød Å. Når der tages højde for en reduktion i vandmagasinet, svarende til 45 kg P i løbet af perioden, giver dette en samlet retention på 163 kg fosfor.

Tabel 9.1: Fosforbalance for Sjælsø i perioden april 2013 – marts 2014.

(kg)	apr-13	Maj	Juni	Juli	august	September	Oktober	November	dec-13	jan-14	Februar	mar-14	**Samlet**
P-tilførsel, vandløb	10	14	64	3	1	1	2	7	12	15	9	8	**145**
P-tilførsel, nedbør	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	**29**
P-tilførsel, direkte opland	1	1	1	1	0	0	0	2	3	3	2	2	**17**
P-tilførsel, grundvand	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	**22**
P-tilførsel, punktkilder	6	19	23	5	13	16	20	18	22	23	15	8	**189**
Sum, P-tilførsel	22	38	93	13	18	22	27	31	41	45	30	22	**402**
P-aflastning, afløb	24	8	12	29	73	32	21	19	16	24	11	16	**284**
Sum, P-fraførsel	24	8	12	29	73	32	21	19	16	24	11	16	**284**
Magasinering	-20	2	-5	-49	-63	-8	15	20	56	11	2	-6	**-45**
Retention	18	29	86	33	8	-1	-9	-8	-31	10	17	11	**163**

Vurdering af betydning af intern/ekstern belastning

Baseret på de udførte målinger af fosfortilførslen til søen, de udførte vandkemimålinger og undersøgelsen af den mobile fosforpulje i sedimentet, vurderes det at det var den interne fosforpulje i sedimentet der udgjorde langt den største kilde til fosforbelastningen af Sjælsø i perioden april 2013 – marts 2014.

Den teoretisk beregnede interne belastning var således på mere end 2.000 kg fosfor, hvilket er mere end 5 gange højere end den samlede eksterne tilførsel af fosfor i samme periode. Når dette sammenholdes med den beregnede mobile fosforpulje på knap 20 ton i sedimentet, er det åbenlyst at den interne belastning udgør den største forhindring for at opnå en permanent forbedring af tilstanden i Sjælsø.

Den mest oplagte metode til at reducere frigivelsen af fosfor fra sedimentet synes at være aluminiumbehandling, eventuelt kombineret med opfiskning af brasen og karper. Det kan desuden overvejes om der i år med stor vegetationsudbredelse skal foretages grødeskæring af en del af

vegetationen, som så fjernes fra søen. Dette kan reducere risikoen for kraftige opblomstringer af blågrønalger i sensommeren, som følge af næringsfrigivelse fra henfaldende vegetation.

Med hensyn til den eksterne belastning, anbefales det, at der fortsat arbejdes på at reducere udledningerne fra kloaksystemet, således at søen ikke i år med kraftig nedbør, udsættes for alt for store fosfortilførsler herfra. Overordnet set, ser det dog ud til at den eksterne belastning er reduceret tilstrækkeligt til at søen kan opnå et skift til en mere permanent klarvandet tilstand.

Vurdering af metoderne anvendt i Algae Be Gone!

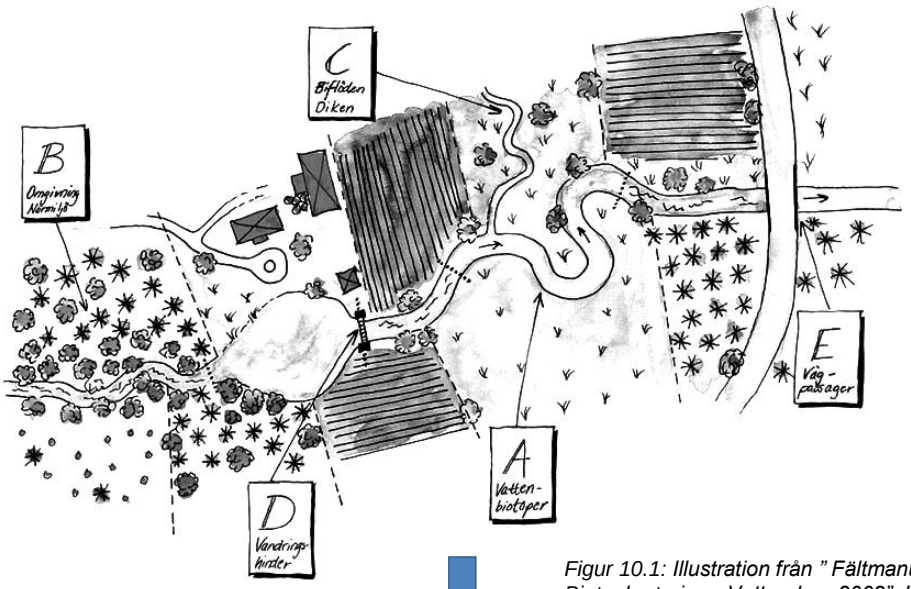
De anvendte metoder til at beregne den eksterne tilførsel af vand og fosfor har overordnet set opfyldt deres formål. Ved at kombinere enkeltprøvetagning i alle tilløb (og afløbet), med kontinuerlige målinger i enkelte vandløb, har det været muligt at vurdere validiteten af enkeltmålingerne. Det har vist sig, at set over et helt år, giver enkeltmålingerne et retvisende billede af vandføringen i vandløbene. På trods af at enkeltmålingerne ikke ”fanger” mange af de kortvarige nedbørshændelser, var afvigelsen i den beregnede årlige vandtilførsel kun 5 – 10 % i de vandløb hvor der både blev målt med enkeltmålinger og kontinuerlige målinger.

Anvendelsen af den dyre sedimentundersøgelsesmetode med fosforfraktionering har ligeledes givet stor værdi, idet der nu foreligger et ret præcist kendskab til mængden af fosfor der potentielt kan frigives til vandfasen, samt den geografiske fordeling af denne pulje i søen. Denne viden kan anvendes ved en eventuel restaurering af søen, efter projektets afslutning.

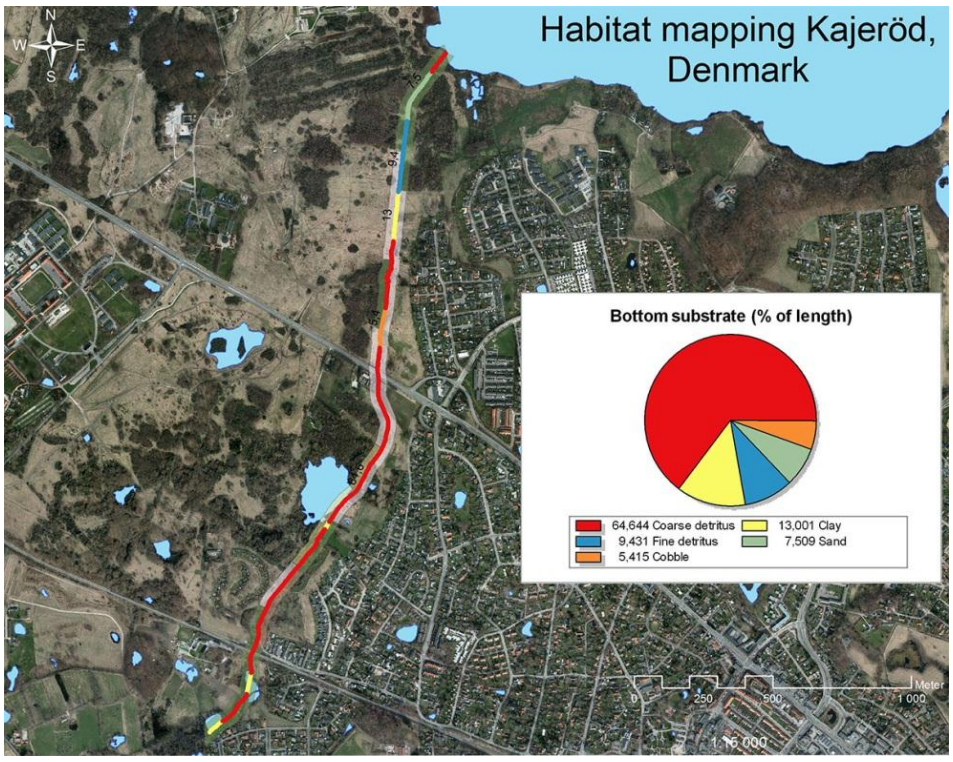
Som nævnt i forrige kapitel har forsøgene med at anvende Sorbicell til identifikation af overløbspunkter og beregning af fosfortilførslen til søen ikke givet de ønskede resultater, primært pågrund af udfordringer med at opnå et tilstrækkeligt flow gennem de opsatte Sorbicells Konklusionen må derfor være, at der i den nuværende situation ikke er tilstrækkelig sikkerhed for metoden til at den bør anvendes i de vandløb med lavt flow der tilløber Sjælsø.

Kapitel 10: Biotopkartering av vattendragen runt Sjælsø

Nathalie Westas, Johan Karlsson & Camilla Svensson, Lunds Universitet



Figur 10.1: Illustration från " Fältmanual Biotopkartering - Vattendrag 2002", Länsstyrelsen i Jönköpings län.



Bakgrund

Projektet Algae Be Gone! är ett EU-projekt som drivs både i Sverige och i Danmark, vars syfte är att ta fram kostnadseffektiva metoder för att återställa övergödda sjöar med problem så som algblomningar (Algae Be Gone!). Två undersökningssjöar – Ringsjön i Sverige samt Sjælsø i Danmark – används för att prova olika metoder för att minska övergödningen. För att göra detta är det viktigt att veta varför en sjö är övergödd, så man kan göra någonting åt källan till problemet. Av denna anledning har Algae Be Gone! valt att biotopkartera de tillrinnande vattendragen till Sjælsø och Ringsjön (figur 10.1). Den metod som används för detta är den så kallade Jönköpingsmetoden[8], som går ut på att vattendraget, dess omgivningar samt strukturelement i vattendraget (så som broar och fiskhinder) beskrivs i ett flertal protokoll. Enligt metoden får man svar på följande om ett vattendrag:

- var de ekologiskt mest värdefulla biotoperna finns
- var det finns vandringshinder för fisk
- hur mycket av vattendraget som är rensat eller rätat

Genom den insamlade informationen, kompletterat med fotografier och koordinater för platser och strukturelement som kan påverka vattendraget, beskrivs varje förändring av vattendragets utseende och omgivningar så att man utifrån detta kan skapa sig en helhetsbild av vattendraget. Resultaten lämpar sig att visualiseras i GIS.

Resultaten kan då användas som underlag vid planering av olika restaureringar och biotopförbättringar. I Sverige finns en del av resultaten av biotopkarteringarna i en databas på Länsstyrelsen (Link).

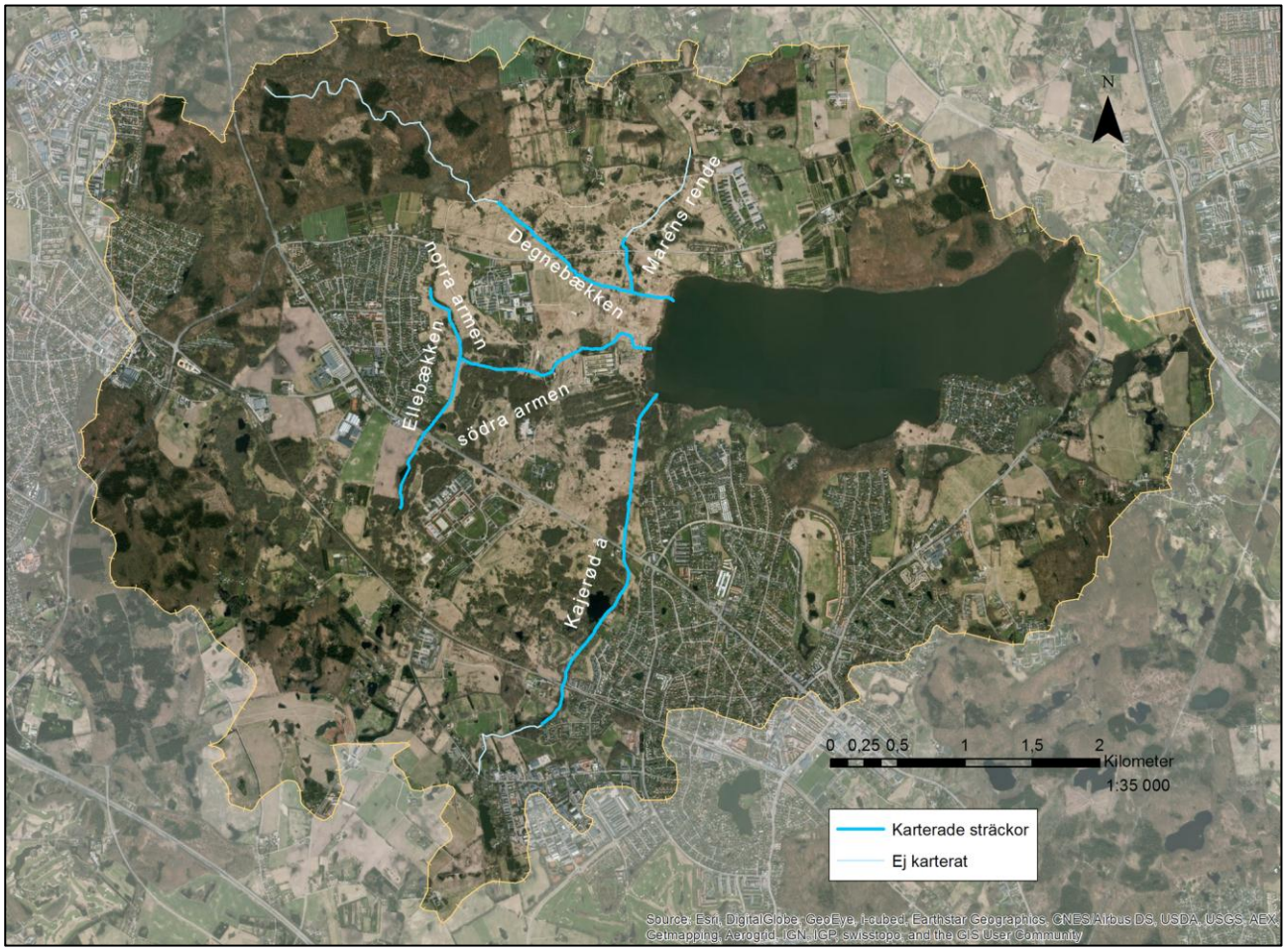
Karteringarna av vattendragen som mynnar ut i sjön Sjælsø utfördes under två separata tillfällen; 11-13 oktober 2013 samt 1-4 maj 2014. De vattendragen som karterades var Kajerød Å och Degnebækken som båda karterades vid det första tillfället och Ellebækken, norra och södra armen, och Marens Rende som alla karterades vid det andra tillfället.

Rapporten beskriver hur vattendragen som karterades såg ut vid karteringstillfället. Det är viktigt att komma ihåg att saker såsom fiskhinder av temporärt slag, vattenflöde, vattendjup och bredd på vattendraget etc. ändras under året delvis beroende på väder och vattenstånd och vattendraget har därmed med stor sannolikhet har förändrats sedan dess.

Metodik och genomförande

Vi som genomfört karteringarna är studerande vid Lunds Universitet där vi också fått lära oss metodiken på universitetets ”Vattenvårdskurs”. För att göra denna kartering utgick vi från en handledning speciellt framtagen för biotopkartering enligt Jönköpingsmetoden[7]. Denna manual beskriver hur karteringen går till och beskriver alla parametrars syfte och definition. En elektronisk version av protokollen använde vi sedan i fält, som Richard Nilsson (Algae Be Gone!) vidarutvecklat i digital form. Inmatning skedde sedan direkt i fält på en surfplatta för Windows.

[8] Halldén, A. Liliegren, Y. Lagerkvist, G. 2002. Biotopkartering – Vattendrag, Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag 2002. Meddelande 2002: 55. Länsstyrelsen i Jönköpingslän.



Figur 10.2: Karterade vattendrag i Sjælsøs avrinningsområde.

Jönköpingsmetoden går ut på att man följer vattendragen från mynningen av bäcken vid och uppströms till källan. På vägen fylls fem olika protokoll i, nämligen protokoll *A, B, C, D och E* (figur 10.1). Varje protokoll beskriver en särskild del av vattendraget.

A-protokollet beskriver *vattenbiotopen*, det vill säga information om vattendraget som till exempel djup, bredd, bottensubstrat och växtlighet. Strömförhållande, hur rensat vattendraget är och om det finns några strukturelement anges också här. Även öringbiotoper (och dess lämplighet) beskrivs i detta protokoll som till exempel om det finns viloplatser och lekplatser för öringen.

Protokoll B beskriver *omgivning och närmiljö*. Närmiljön räknas som 0-30 meter från vattendraget och med omgivningen menas 30-200 meter från vattendraget. Det som beskrivs i B-protokollet är markanvändningen för dessa två områden som till exempel skog, åker eller öppen mark och eventuella buffertzoner till artificiell mark som till exempel åker, produktionsskog eller tomtmark. Omgivningen delas upp i olika delar baserade på flygbildstolkningar av närområdet som beskrivs mer detaljerat nedan.

Protokoll C tar upp *biflöden* så som diken, täckdiken och vattendrag. Protokollet beskrivet biflödenas djup, bredd, längd och påverkningsrisk.

D-protokollet beskriver eventuella *vandringshinder* som man stött på under karteringen. Framkomligheten för vandringshinden bedöms genom fyra olika arters förmåga att övervinna hinder genom att använda olika strategier. Dessa arter är öring som kan hoppa över mindre hinder, mört som inte hoppar, ål som kan ta sig fram över en kortare sträcka på land om de inte kan använda vattendraget samt ålyngel som är små och kan därför ta sig igenom hinder som till exempel inte mört tar sig förbi. Ålyngel kan inte heller hoppa eller ta sig fram över land. Framkomligheten för dessa arter bedöms utifrån tre klassningar; definitivt, partiellt och passerbart. Även vilken typ av åtgärd som rekommenderas för att göra hindret framkomligt och om det går en väg dit dokumenteras.

Det sista protokollet är *E-protokollet* som beskriver *vägpassager*. Där beskrivs typ av väg och om det finns någon landpassage, dvs. en passage med torr mark i direkt anslutning till vattendraget. Landpassager bedöms utifrån hur stora djur som kan gå torrskodda genom passagen där älg som kräver en höjd på minst två meter är den högsta klassen. Utterns passerbarhet bedöms också genom att se hur stor en eventuell kulvert är och om det finns en landpassage. Uttern föredrar att gå torrskodd under vägar och föredrar därför landpassager, men den kan simma. Om det inte funnits en landpassage har bedömningen gjorts utifrån kulvertens storlek. Om kulverten är stor nog för en utter att ta sig igenom har framkomligheten för utter klassats som partiell. Passageintresse för utter baseras på hur trafikerad den aktuella vägen är. Är vägen tungt trafikerad är det stort intresse för uttern att kunna gå under vägen, medan om det är en mindre trafikerad väg kan uttern gå över vägen utan större risk för skador.

Skuggning av vattendraget noteras i både protokoll A och B där det i A-protokollet anges hur stor del av vattendraget som skuggas medan man i B-protokollet svarar på frågan om skuggning kan förbättras.

De flesta parametrarna anges i form av tre olika klasser. Dessa klasser är 1= <5 %, klass 2= mellan 5 och 50 % och klass 3 = >50 %. När till exempel mer än hälften av vattendraget skuggas anges klass 3, medan om det skuggas till viss del anges klass 2. Om vattendraget endast skuggas i mycket liten utsträckning eller inte alls anges klass 1.

Innan man ger sig ut i fält görs en *flygbildstolkning* över omgivningen (B-protokoll) för att urskilja viktiga objekt eller möjliga påverkansrisker som man behöver titta närmare på i fält. Vattendragets omgivning delas in i två stycken större zoner som båda sträcker sig 200 meter åt vardera sidan om vattendraget. De två zoner som bildats delas sedan upp i flera mindre sektioner som numreras, utifrån var på flygbilderna som det finns större skiftningar i den omgivande miljön. Vattendragets omgivningar delas således in i mindre sektioner och ett eget B-protokoll görs för varje sektion. Varje liten sektion kommer då att innehålla en 0-30 meters zon samt en 30-200 meters zon, antingen på höger eller på vänster sida om vattendraget sett uppströms.

Genom att studera var på flygbilderna större skiftningar i miljön sker delas omgivningen således in i mindre sektioner som sedan alla får ett enskilt B-protokoll. I första hand har indelningen utgått

från den så kallade närmiljön när omgivningen delades upp i delar då denna har störst påverkan. I andra hand har större skillnader i vattendragets omgivning varit det som delat av ett område från ett annat, till exempel när ett öppet fält övergår i en skog, när ett öppet fält plötsligt innehåller en större vattensamling, eller när en planterad produktionsskog slutar och en naturligare blandskog tar vid. Då varje skiftning i markanvändning får ett eget protokoll ger fler zoner större noggrannhet. Protokollen fylls antingen i endast genom att studera flygbilden eller genom mer undersökning i fält. Det sistnämnda rekommenderas då förändringar kan ha uppstått sedan bilderna togs samt att saker som verkar otydliga på en flygbild lättare kan kontrolleras i verkligheten.

Karteringen inleds med att hitta mynningen för vattendraget och sedan följa det uppströms. Detta främst för att de delar som man ännu inte karterats inte ska påverkas när man vadar runt i vattendraget och grumlar upp.

När vattendraget förändrades i någon större utsträckning togs ett nytt A-protokoll fram för nästa sträcka av vattendraget. I första hand utgick sträckavgränsningen av vattendraget av att strömförhållandet ändrats och i andra hand avgränsades sträckan på grund av förändringar i bottensubstrat, djup, bredd eller större förändringar i växtlighet. Förändringar som inte varade mer än ca 30 meter ansågs vara alltför korta för att påverka vattendraget i någon större utsträckning och tilldelades därför inte någon egen sträcka.

Biflöden (C-protokoll) dokumenteras för varje sträcka av vattendraget de hittas på och varje sträcka kunde innehålla flera biflöden förutsatt att deras påverkan inte förändrade vattendraget i alltför stor utsträckning. Vandringshinder (D-protokoll) ansågs dock förändra vattendraget betydligt, oftast genom att förändra vattenflödet och hindra framkomligheten för fiskar och andra djur, därför sattes alltid en ny sträcka (A) efter varje vandringshinder, hindret räknades sedan till den nya sträckan. För vägpassager (E-protokoll) berodde det oftast på vägens bredd och huruvida vattendraget förändrades efter vägen om någon ny sträcka ansågs vara nödvändig. Om vattendraget fortsatte i stort sett oförändrat ansågs vägen bara vara korsande medan när mer dramatiska skillnader sågs sattes vägen på den nya sträckan.

När vattendraget var *kulverterat* utgjorde det en egen sträcka, dock inte så korta kulvertar som vägkulvertar, även här har regeln om att ett A-protokoll måste vara minst 30 meter långt följts. Även torrfåror utgjorde en egen sträcka.

För varje nytt objekt sattes en koordinatmarkering (s.k. waypoint) med hjälp av en GPS och dess ordningsnummer samt koordinater dokumenterades. Alla waypoints som togs under inventeringen av ett vattendrag fördes in i en s.k. *waypoint-lista*, bestående av waypointens nummer, koordinater, eventuella fotografier tagna på platsen samt en notering om varför en waypoint lagts på platsen; t.ex. början av en ny sträcka i A-protokollet, ett vandringshinder (D-protokoll), en slang ner i vattendraget från en närliggande brunn osv. Alla waypoints lades också till under rubriken ”*Övrigt*” i det aktuella protokollet (Protokoll A, B, C eller D). I protokoll – A dokumenterades alla eventuellt tillhörande fotografier för vägpassager, biflöden, vandringshinder, kulverteringar eller andra strukturelement av intresse på sträckan under rubriken ”Övrigt”.

Foton har tagits under inventeringen på allt av intresse som rör protokollen eller kan påverka vattendraget, t.ex. biflöden, fiskhinder, erosionsskydd, närliggande brunnar etc. Numren för fotografierna har förts in i waypoint-listan under den waypoint där bilden togs, samt även under rubriken ”Övrigt” på det aktuella A-protokollet. Varken waypoint-listan eller den dubbla bilddokumentationen är något som nämns i manualen till Jönköpingsmetoden, men vi har funnit att det är viktigt för att kunna *koppla samman bilder, waypoints och protokoll* på ett korrekt sätt, särskilt en längre tid efter inventeringen när minnet av inventeringen är mindre klart. Dessutom finns det en risk att t.ex. numrering av bilder, waypoints eller protokoll vid något tillfälle blir fel och då gör en dubbel dokumentation det lättare att upptäcka detta.

Startpunkten och koordinaterna för omgivningen (B-protokoll) lades vid startpunkten för vattendraget och sträckavgränsningarna för övriga protokoll utgick från waypoints satta i vattendraget. Medan man vandrade längs vattendraget studerades också omgivningen och intressanta miljöer och förändringar i omgivningen noterades. Varje gång man kom till den punkt man på kartan gjort en avgränsning för förändringar i omgivningen och detta överensstämde med hur det såg ut i fält, sattes en waypoint och koordinater för denna punkt skrevs upp innan ett B-protokoll för den aktuella sträckan. Om en stor förändring hittats i fält sker en annan sträckavgränsning än den som märkts ut på kartan, detta har då noterats och ritats ut på kartan. Raviner och branter med en höjdskillnad på minst fem meter 25 meter från vattendraget ska alltid sträckavgränsas, men de är svåra att urskilja på ett flygfoto, därför händer det att en ny sträckavgränsning får göras i fält. En ravin eller brant kortare än 80 meter avgränsades dock inte. De nya sträckorna noterades på kartan.

Genom att använda programmet ArcGIS fördes sedan all insamlad information tillsammans för att få en överskådlig bild av vattendragen.

Karteringsresultat: Kajerød Å

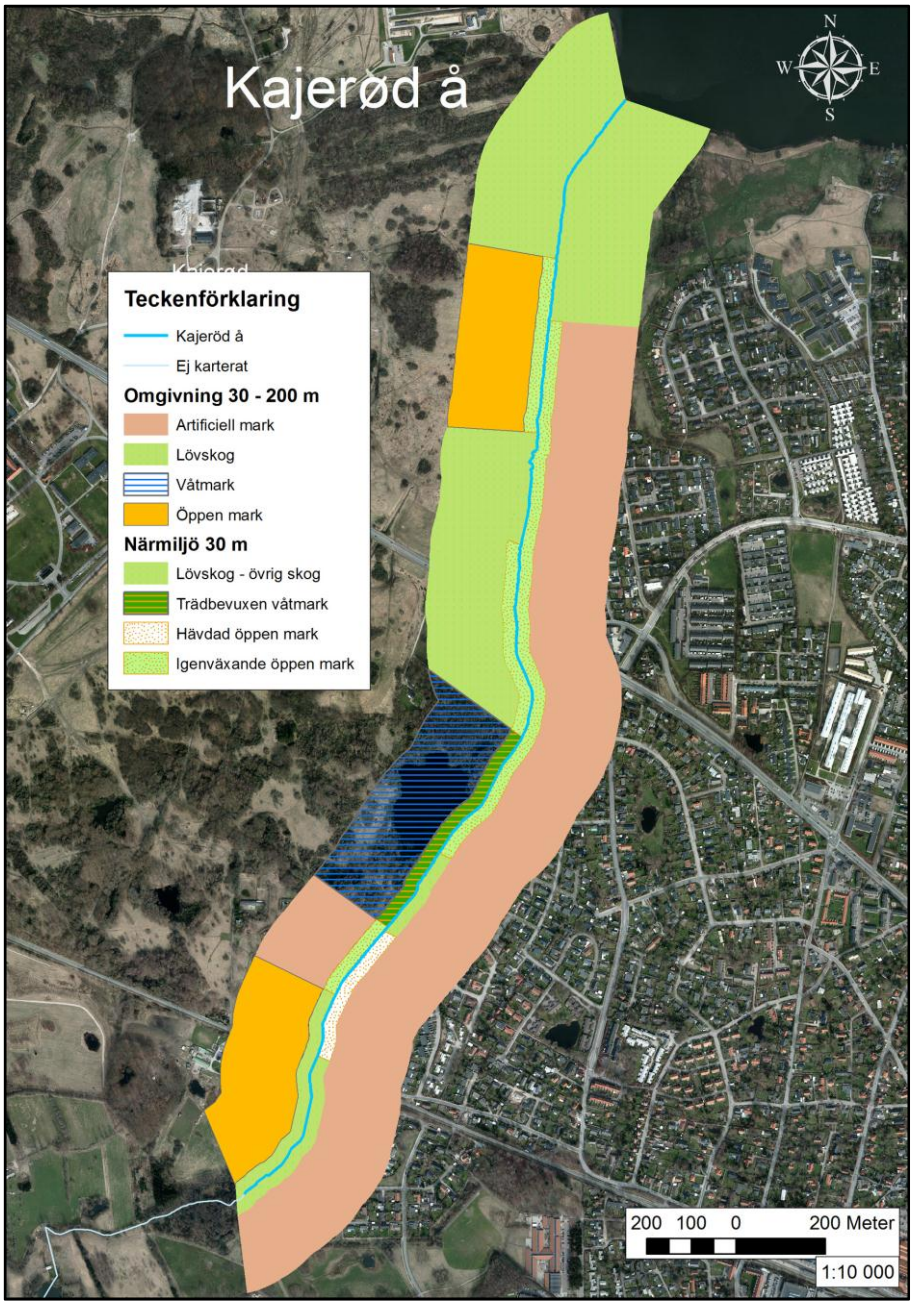
Området

Från mynningen i Sjælsø till omkring 250 meter uppströms rinner Kajerød Å genom fuktig sumpskog på båda sidor om vattendraget. Både närområdet (0-30 meter från vattendraget) och omgivningen (30-200 meter från vattendraget) domineras av fuktälskande träd och tätt buskage (figur 10.3). Omkring 100 meter från mynningen finns det på östra sidan om vattendraget på de kartor över området som användes vid karteringen ett långt biflöde markerat, detta kunde dock inte hittas i fält. Från markeringarna på kartan går det inte att utläsa om biflödet utgörs av ett dike, täckdike eller ett vattendrag, men ingetdera kunde hittas varken uppströms eller nedströms trots noggranna efterforskningar.

Efter sumpskogens slut är marken på östra sidan om vattendraget hävdad, med tomtmark samt igenväxande öppen mark med enstaka träd närmast vattendraget. På västra sidan om vattendraget ägs marken av militären fram till ungefär 900 m från mynningen i Sjælsø.

Innan vattendraget rinner under Kongevejen ca en kilometer från mynningen i Sjælsø, domineras ytterområdet av sumpskog på västra sidan under cirka 400 meter innan vägen, samt av sumpskog och öppen igenväxande mark närmare vägen i närområdet. På den östra sidan är marken i

närområdet samt i delar av ytterområdet öppen igenväxande mark i form av ett strövområde, medan tomtmark tar vid i bortre delen av ytterområdet. På andra sidan om Kongevejen kantas vattendraget på östra sidan av en hästhage, där hästarna inte hade tillgång till vattnet, men där buffertzonen mellan hagen och vattendraget bitvis är liten.



Figur 10.3: Visualisering av biotopkarteringsresultat för Kajerød Å (närmiljö och omgivning), Sjælsø.

På västra sidan ligger hästgården helt intill kanten av vattendraget. Under de första ca 20 metrarna efter vägen finns erosionsskydd uppsatta längs sidorna av vattendraget. Strax efter tomtmarken där stallet ligger finns sumpskog med fuktälskande träd och buskar. Intill denna skog ligger

Carinasøen som ligger på militärens mark. Denna sjö ligger strax intill Kajerød Å och binds samman av en mindre biåra. Efter sjön består markanvändningen av sumpskog och ett minde kärr.

På den östra sidan av vattendraget finns främst öppen igenväxande mark och ca 100 meter och uppåt från vattendraget finns ett tätbebyggt bostadsområde. Det finns också en mindre skog och en tomtmark som går ända ner till vattendraget. Efter skogen på den västra sidan av vattendraget finns ett koloniområde. På den östra sidan finns två inhängda områden i form av hagar. Vattendraget i detta område omges av branta kanter på båda sidorna där höjdskillnaden mellan bäcken och marken 25 meter från vattendraget är mer än fem meter på båda sidor, vilket utgör en ravin.

I närhet av koloniområdet finns en mindre grusplan på västra sidan av vattendraget som ligger en till två meter ifrån bäcken. På motsatt sida finns skog i närområdet, men längre bort finns öppen mark och tätbebyggt bostadsområde. I denna del av vattendraget finns mycket skräp i och längs med bäcken. Ett täckdike som kommer från en avloppsbrunn hittades i slutet av detta område. Efter detta går vattendraget under två små vägar och en stor väg kombinerat med järnväg. Efter vägarna är vattendraget torrt, men karteringen fortsatte ytterligare en bit. På den västra sidan efter vägen finns hagmarker och tätbebyggt bostadsområde på den östra sidan. Ca 50 meter från vägen går vattendraget in i en damm innan det rinner vidare längsmed hagmarkerna på den västra sidan. Efter ytterligare 100 meter utgörs vattendraget av ännu en damm. Efter denna damm avslutades karteringen då vattendraget, bortsett från dammarna varit torrt i ca 300 meter.

Vattendraget
Sett till hela vattendraget är det grovdetritus som är det dominerande bottensubstratet. Även findetritus och lera finns representerat i varierande mängder längsmed vattendraget. På ett fåtal ställen i vattendraget finns också sten. Vattendraget kantas till större delar av sträckan utav höga lerbankar vilka bitvis är blottlagda men för det mesta täckta av högt gräs.

På de områdena med lite eller ingen beskuggning är vattendraget nästan helt täckt av övervattenväxter, huvudsakligen vass. Särskilt efter Kongevejen fram till Carinasøen domineras vattnet helt utav bredbladiga övervattenväxter som täcker hela vattendragets botten vilket gjorde det ytterst svårt att bedöma vattendragets djup eller bottensubstrat. I skog eller sträckor med mycket beskuggning finns nästan ingen vattenvegetation.

Längsmed vattendraget hittades tolv biflöden varav tio är täckdiken av okänt ursprung. De resterande två är diken. Ena diket kommer ifrån en anläggning för ansamling av dagvatten under mark. Vid högre vattenstånd åker vattnet ut ur anläggningen och ner i diket och Kajerød Å. Diket är täkt av stenplattor längs med botten och kanterna. Det andra diket är uttorkat på grund av lågt vattenflöde.

Flödet i vattendraget var vid karteringstillfället mycket lågt och mot slutet av karteringen var fåran helt uttorkad. Efter järnvägspassagen fanns vatten endast kvar i de små våtmarkerna längsmed vattendraget.

Åtgärdsförslag
Någon tydlig indikation på övergödning hittades inte. Längs den del som karterades fanns främst öppen mark, bostadsområden, lösskog och sumpskog. Tittar man på satellitbilder över området kan man dock se flertal åkrar vid och bortanför källan av ån. Denna sträcka karterades dock inte då bäcken hade varit torr sedan en bit tillbaka. Det är därför oklart hur stor buffertzon åkrarna hade och hur de sköts. Längsmed vattendraget fanns en del dammar. Dessa kan troligen ta bort mycket av den näring som kommit från åkrarna. Buffertzoner bedöms också som viktigt för minskning av näringsläckage. Detta bör därför undersökas i efterhand.

Ett av de tillrinnande biflödena kom från ett dagvattenmagasin. Detta kan ha en påverkan på vattendraget, men i hur stor utsträckning är osäkert. Detta bör därför undersökas närmare för att försäkra sig om att föroreningar och näring inte når Sjælsø.

Kajerød Å var mycket lite beskuggat och mycket rätat. Därför föreslås remeandring och beskuggning av vattendraget (trädplantering).

Karteringsresultat: Ellebækken, södra armen

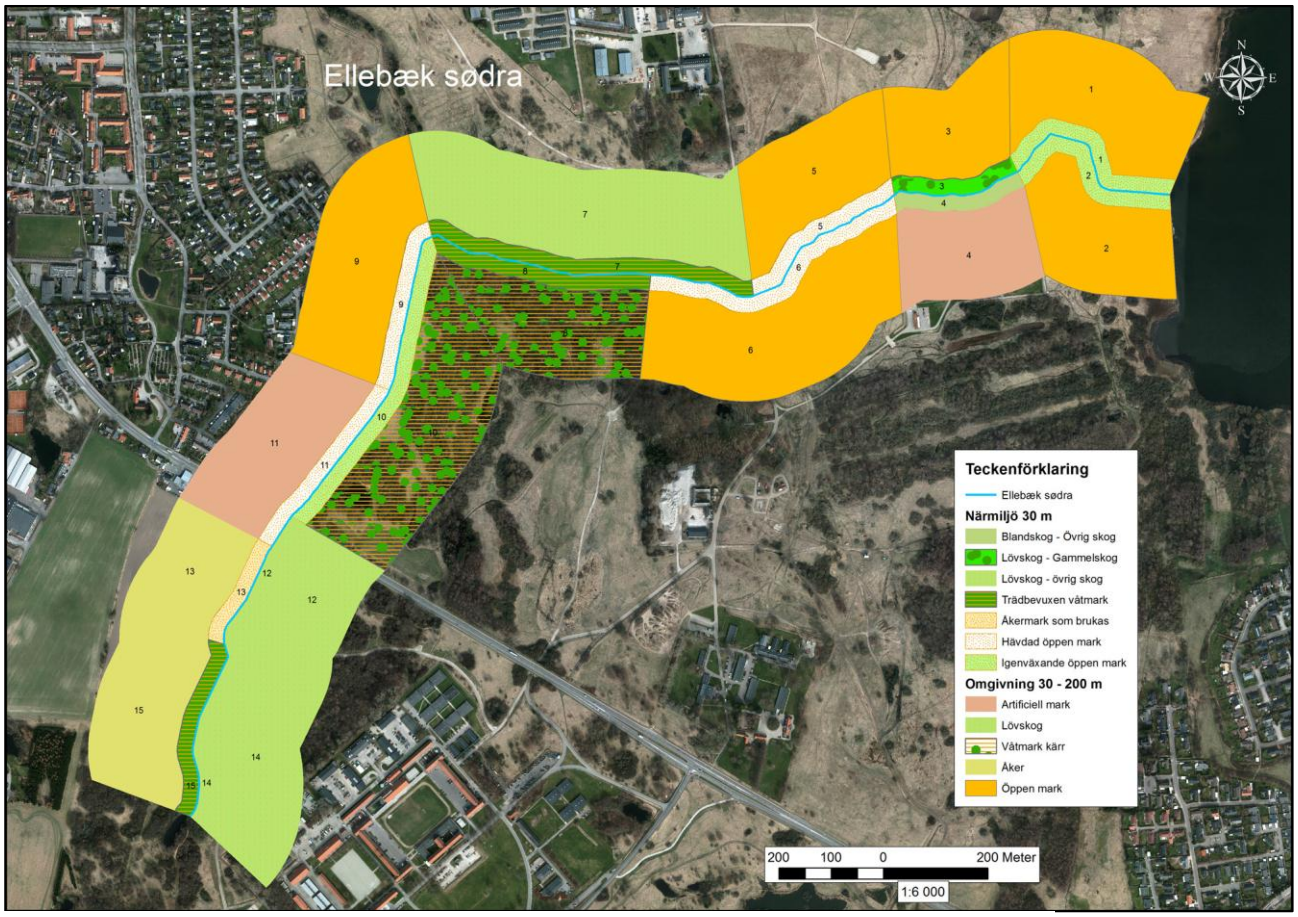
Området
Hela den södra sidan av Ellebækken, södra armen, tillhör militären. Det gör även de första 1,6 kilometrarna på den norra sidan. De första 300 metrarna av Ellebækken omges på båda sidor av våtmarker. Markanvändningen övergår sedan till öppen hävdad mark (figur 10.4).

Efter ca 80 meter går vattendraget igenom en lövskog. Sedan går vattendraget igenom ett område med öppen mark med tydliga körspår av pansarvagnar på båda sidor om bäcken. Efter ca 100 meter finns det träd runt om vattendraget. Intill bäcken finns en anläggning med en stenbelagd vattenbassäng och flera brunnar. Från denna anläggning kommer sex täckdiken som mynnar ut i Ellebækken. Strax efter detta går vattendraget under Ellebækvej och vidare 100 meter innan bäcken går under Ringvejen. Däremellan finns en mindre skog intill vattendraget och mycket öppen mark på norra sidan.

På den södra sidan om vattendraget utgörs de närmaste 50 metrarna av öppen mark, medan de resterande 150 metrarna är täckt av lövskog. De första 80 metrarna efter Ringvejen utgörs av öppen igenväxande mark. Efter det kommer vattendraget in i ett sumpmarkområde. På den norra sidan om bäcken finns två dammar, varav en mindre och en större. Den större dammen är sammankopplad med Ellebækken genom två mindre täckdiken. Något täckdike mellan med mindre dammen och vattendraget hittades inte.

Bortanför dammarna finns en lövskog. Söder om bäcken finns en sumpskog med flera vattenansamlingar. Ca 1,6 kilometer från vattendragets mynning delar sig Ellebækken i den södra och den norra armen. Hela den östra delen av den södra armen tillhör militären. Marken utgörs av öppen igenväxande mark närmast vattendraget och sumpskog lite längre ifrån. Väster om vattendraget utgjordes de närmaste 130 metrarna av rekreationsområden och hagmarker. 130 meter från bäcken finns ett tätbebyggt bostadsområde.

Ca 190 meter från förgreningen övergår rekreationsområdet på den västra sidan till tomtmark. Tomtmarken sträcker sig ca 80 meter och följs av 40 meter lövskog. Intill skogen fanns hagmarker där hästar betar. I en av hagarna finns flera brunnar. Dessa brunnar går ihop till ett större rör som mynnar ut i Ellebækken. Vattendraget går sedan under Kongevejen. De första 40 metrarna väster om bäcken består marken av öppen igenväxande mark. Sedan följer ca 470 meter av nästan uteslutande åker. Buffertzonen mellan åkern och vattendraget är 12 meter. Öster om bäcken finns skog. Inne i skogen finns en inhägnad stenbelagd torr vattenbassäng. Från denna går ett större rör som mynnar ut i bäcken.



Figur 10.4: Visualisering av biotopkarteringsresultat (närmiljö och omgivning) för Ellebæk, södra armen,

Omgivningen runt de sista 150 metrarna av bäcken utgörs av lövskog på båda sidorna. På den östra sodan övergår dock markanvändningen till öppen mark. Efter ytterligare 90 meter finns bebyggelse.

Vattendraget

Från mynningen ringlar sig vattendraget fram genom både fält och skog. Stenar och stockar ger vattendraget ett omväxlande och naturligt intryck. Både flöde och miljö är här mycket omväxlande från igenväxande stillastående dike till porlande skogsbäck.

Vattendraget domineras nästan helt utav mark som ägs och används av militären och korsas därför utav åtskilliga mindre kulvertar för gångpassage och militärvägar som trafikeras av tunga fordon. Spår utav patronhylsor, både av plast och metall, och övningsgranater kan hittas i vattnet.

Bäcken är tydligt omgrävd men har inte blivit helt rätad och längs nästan hela sträckan kantas vattendraget av vallar som varierar mellan två till fem meter i höjd. Inte förens efter Kongevejen minskade dessa vallar till mindre än en meter.

Bredden likaså djupet är i början av vattendraget mycket varierande och varierar mellan en liten strömmande bäck till ett långsamt brett flöde.

Efter Ringvejen minskar uppenbarligen påverkan på bäcken och alltmer växtlighet gör att bäcken gör en dramatisk förändring till en vasstäckt bred fåra nästan omedelbart efter. Detta fortsätter ända fram till Kongevejen där en tydlig förändring återigen sker till en bred långsamflytande och beskuggad bäck. När beskuggningen minskar dominerar andmat, olika typer av trådformiga alger och undervattensväxter.

Ca 2,5 kilometer från mynningen utgörs bäcken av en 120 meter lång damm. Även de sista 75 metrarna utgörs av en damm. Den sistnämnda dammen är till stor del täckt av andmat. Även ca 70 meter nedströms från denna är vattendraget helt täckt av andmat.

Mellan de två dammarna utgörs en del av vattendraget av torrfåra. Marken är lerig och fuktig, men det finns inget vatten. Inte heller några växter finns där.

På de sträckorna utan beskuggning är vattendraget till stor del täckt av övervattenväxter, främst vass.

Bottensubstratet domineras omväxlande av lera, grovdetritus och findetritus. Även sten finns representerat i större mängder på vissa sträckor.

Längsmed vattendraget finns tio diken, 15 täckdiken och ett vattendrag. Vattendraget är Ellebækken, norra armen som också karterades. Det första diket var torrt och mycket kort och används antingen av dränering av området eller så ar det hopkopplat med det pumphus som finns strax intill diken, detta är dock osäkert då inget bevis på detta kunde hittas. Två av dikena är troligtvis dränering från den ovanliggande skytbanan som används av militären. Ett flertal täckdiken avvattnar intilliggande sumpskogar och dammar. Ett av täckdikena kommer från en brunn som ligger belägen i en hage. Brunnen var sammankopplad med flera andra brunnar på området och syftet för denna anläggning är okänd.

Sex stycken vandringshinder påträffades i bäcken. Tre av dessa är bråte som samlats och bildar ett hinder. Alla dessa är definitiva hinder för mört och ett av dessa är definitivt för ålyngel. De andra två är partiella för ålyngel då de troligen kan komma emellan. Alla dessa hinder är också partiella hinder för öring då de är för breda och höljor saknas både uppströms och nedströms om hindret. Två andra hinder utgörs alla av ett mindre vattenfall. Den första är i samband med en väg där trumman mynnar ca 0,2 meter över den dåvarande vattenytan. Även det andra hindret har en

fallhöjd på ca 0,2 meter, men det utgörs av en stentröskel innan en väg. Det sista hindret är att dämme som är beläget strax innan den sista dammen.

Ca 75 meter från mynningen ska det, enligt de kartor som användes, finnas ett biflöde. Detta kunde dock inte hittas i fält.

På ett par ställen går en snitslad bana i bäcken där militären har övningar. Detta medför erosion på bankerna. Spår av att människor vid som vid andra tillfällen vandrat i bäcken kunde också hittas längs sträckan.

Åtgärdsförslag
Källan av Ellebækken, södra armen utgörs av en damm. Denna damm var delvis täckt av andmat vilket tyder på att övergödning sker redan där. I fält kunde inte en förklaring till detta hittas då det inte fanns något i omgivningen som kan tänkas stå för näringsläckage. Tittar man på satellitbilder över området kan man dock se ett flertal åkrar längre ifrån vattendraget. Det är dock osäkert om dessa är innanför avrinningsområdet. Ca 190 meter nedströms om denna damm finns en annan större damm. Efter den senare dammen fanns inga tydliga täcken på övergödning det är därför troligt att de båda dammarna tar bort en del av den näringen som förs med vattnet.

Den enda åkern som ligger intill vattendraget hade en buffertzon på 12 meter. Buffertzonen utgörs av hävdad öppen mark som var välskött. En skyddszon på 12 meter som klipps och där det nedklippta växtmaterialet tas bort bör vara tillräcklig för att minska näringsläckaget från åkern.

I början av vattendraget hittades många plasthylsor i och i närheten av vattendraget. Även många lerduvor, båda hela och sönderskjutna, hittades intill bäcken. Det rekommenderas att dessa tas bort för att minska risk för förorening.

Vandringshindrena bör rivas eller på annat sätt tas bort.

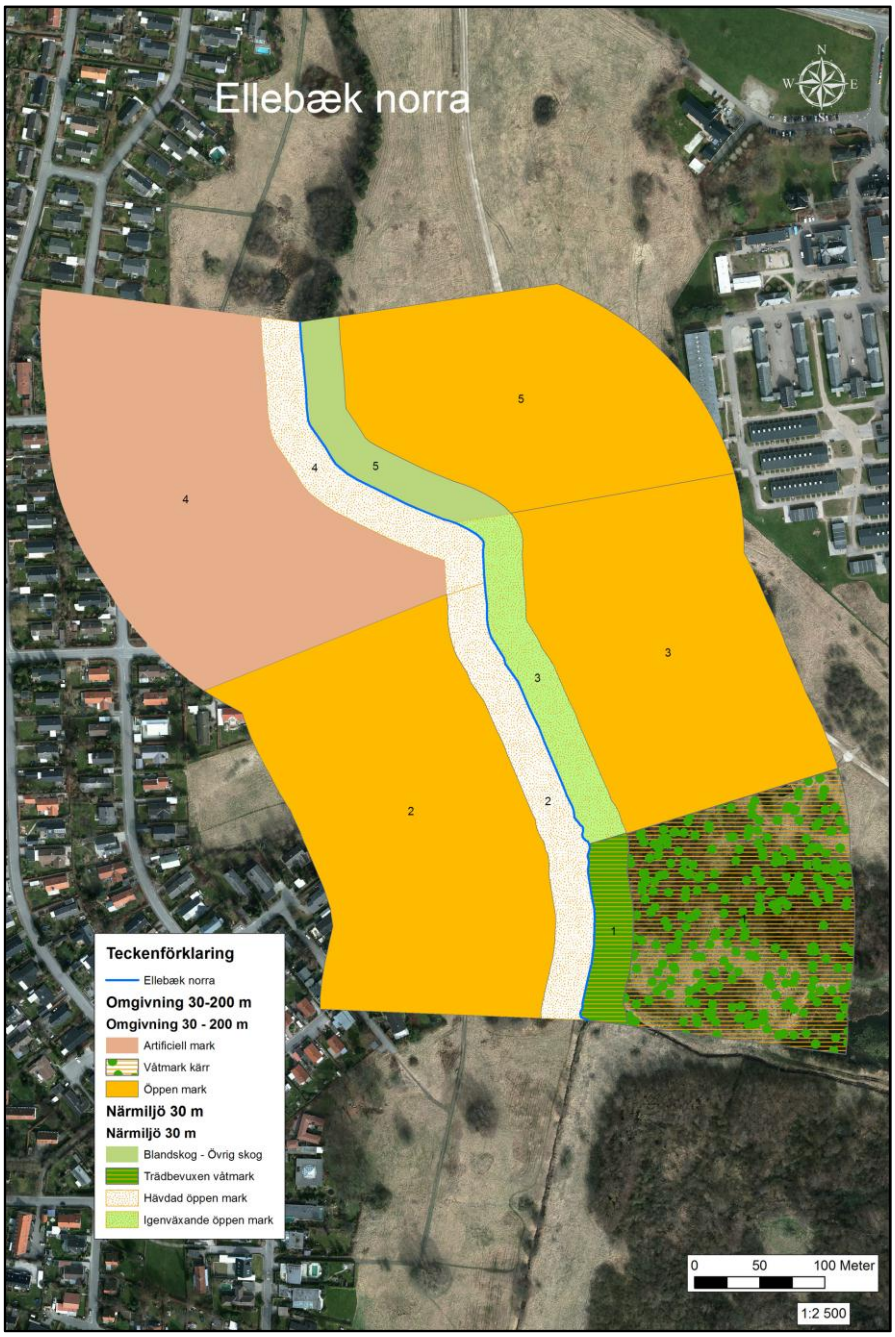
Då nästan hela vattendraget var rätat och urgrävt och på en del ställen lite beskuggat rekommenderas det att remeandra och beskugga bäcken (trädplantering) för att få ett mer naturligt vattendrag.

Karteringsresultat: Ellebækken, norra armen

Området
Ca 1,6 kilometer från mynningen av Ellebækken börjar den norra armen. Hela den östra sidan av vattendragen tillhör militären. De första 135 metrarna av den östra sidan utgörs av lövskog och rekreationsområde. De närmaste 30 metrarna på de resterande 500 metrarna av bäcken utgörs av blandskog och igenväxande öppen mark. Mellan 30 och 200 meter från vattendraget finns öppen mark som används till övningar av militären (figur 10.5). På den västra sidan utgörs de första 190 metrarna av hagar närmast vattendraget och längre bort finns tätbebyggt bostadsområde.

De resterande 450 metrarna av Ellebækken, norra armen, utgörs närområdet av rekreationsområde, medan ca 100 meter från bäcken finns ett tätbebyggt bostadsområde. Ca 175 meter från början av den norra armen finns en damm ca 25 meter från bäcken på den västra sidan.

Någon förbindelse mellan vattendraget och bäcken hittades inte, men ett underjordiskt flöde från dammen till vattendraget är möjligt. Vid källan av bäcken finns en brunn som troligtvis används till avrinning av dagvatten. På kartan som användes gick vattendraget inte till brunnen utan detta sågs som ett biflöde. Då man i fält kunde konstatera ett det mesta vattnet kom från detta dike ändrades det och detta blev istället huvudfåran.



Figur 10.5: Visualisering av biotopkarteringsresultat (närmiljö och omgivning) för Ellebækken, norra armen, Sjælsø.

Vattendraget

Flödet i den norra armen är mycket lågt, djupet är nästan aldrig över fem centimeter och vattnet står mestadels nästan helt stilla. Bredden överstiger sällan två meter utan bäcken liknar för det mesta ett lerigt dike.

Ca 3 meter från mynningen av den norra armen finns ett trädämme som utgjorde ett fiskhinder. Avbrutna grenar som samlats utgjorde två olika fiskhinder. Även ett nedfallet träd utgjorde ett fiskhinder.

Bottenmaterialet domineras helt utav lera med spridda stenar och grovdetritus från omgivande träd och buskar. Bäcken är till stor del åtminstone i början utav sträckan mestadels övervuxen av lågvuxna träd och buskar.

När sträckan inte täcks av snårskog omges den utav hög vass som växer både längs kanterna och mitt i fåran vilket stundtals kan göra det svårt att hitta bäcken. Emellanåt korsas bäcken utav upptrampade passager som gör det tydligt att folk promenerar över bäcken.

Endast två biflöden i form av dike hittades. Det första är uttorkat med en röd utfällning på botten. Diket är ca 1,2 meter brett, 0,4 meter djup och 20 meter långt. Diket avvattnar troligen det ovanliggande strövområdet. Det andra diket är det gamla huvudfåran. Diket är torrt och nästan helt igenväxt. Längre upp i diket växer landväxter i fåran. Diket avvattnar troligen det ovanliggande militärövningsområdet.

Fem olika vandringshinder hittades i vattendraget. Det första påträffad redan ca tre meter efter mynningen då ett gammalt dämme i trä dämmer upp bäcken. Fallhöjden är 0,2 meter vilket gör detta till ett definitivt hinder för mört och ålyngel och ett partiellt hinder för öring då en hölja saknas både nedströms och uppströms om dämmet. Det andra hindret utgörs av en stock som fallit ner i bäcken. Detta vandringshinder är klassat som definitivt för mört och öring, men partiellt för ål och ålyngel. Det påföljande hindret utgörs av pinnar som någon lagt dit för att skapa en liten övergång i vattnet. Detta stoppade flödet så pass mycket att passerbarheten för mört är klassat som definitivt. Ett nedfallet träd utgör det fjärde hindret. Trädens många grenar gör att öring inte kan hoppa över det utan att skadas. Det gör att hindret är definitivt för båda mört och öring. För ålyngel är hindret partiellt medan det är framkomligt för ål. Det sista hindret utgörs av en samling stenblock. Passerbarheten för mört, öring och ålyngel är partiell, medan det är framkomligt för ål.

Åtgärdsförslag

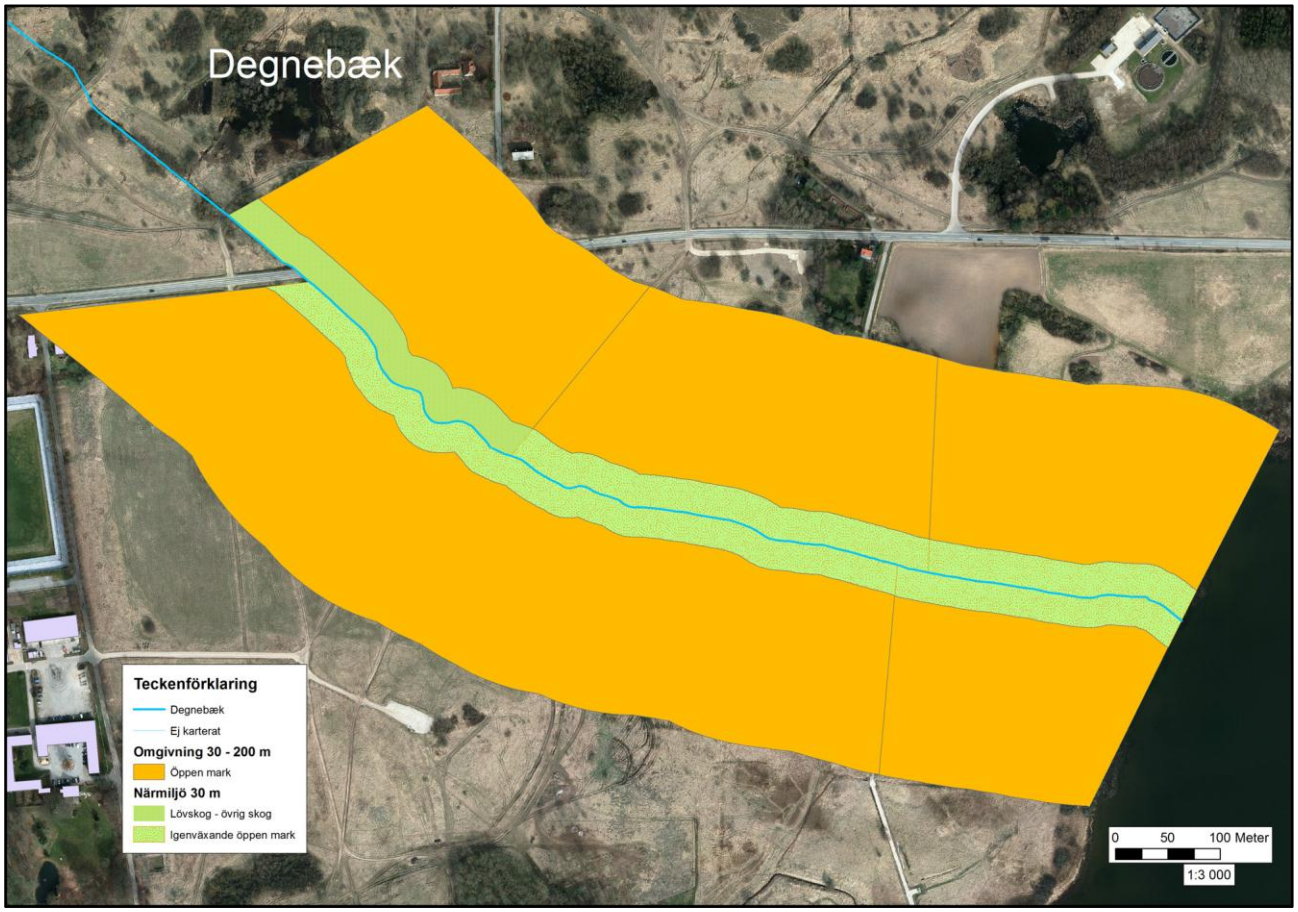
För att fisk ska kunna ta sig upp i vattendraget bör trädämmet rivas. Även de fyra andra fiskhindren som hittades bör tas bort.

Hur mycket brunnen vid källan påverkar vattendraget är osäkert. Det bör därför undersökas och åtgärder bör diskuteras utifrån detta. Annars kunde ingen tydlig källa för näringsläckage hittas.

Karteringsresultat: Degnebækken

Området

Omgivningen runt hela Degnebækken tillhör militären. Den dominerande markanvändningen är öppen igenväxande mark längsmed hela vattendraget. På den norra sidan av bäcken finns inslag av både löv- och barrskog (figur 10.6). Ca 1,1 kilometer från mynningen finns en trädbevuxen våtmark norr om vattendraget. Denna våtmark är sammansluten med bäcken genom ett dike. Efter ytterligare 240 meter finns en damm på den norra sidan. Från dammen finns ett 50 meter långt dike som avslutas med ett 10 meter långt plaströr som mynnar i Degnebækken. Strax innan detta dike rinner vattendraget genom en ca 35 meter lång kulvert.



Figur 10.6: Visualisering av biotopkarteringsresultat (närmiljö och omgivning) för Degnebækken, Sjælsø.

Vattendraget

Vid karteringstillfället var stora delar av vattendraget torrt. Torrfåran sträckte sig från ca 730 meter från mynningen och ca 660 meter uppströms. En del av torrfåran var täckt av landväxter och torra löv vilket gör det troligt att fåran varit torr en längre tid.

Då vattendraget är mycket lite skuggat är bäcken helt eller delvis täckt av övervattenväxter, i huvudsak vass. Särskilt vid första sträckan av bäcken där bäcken rinner genom en öppen gräsmark. Här finns det även gott om vatten även om flödet verkade stå helt stilla när bäcken

försvinner in i skogen finns nästan inget vatten i fåran utan efter vägen finns endast en torrfåra att kartera.

Sett till hela bäcken är grovdetritus det dominerande bottensubstratet. Det finns också lera och findetritus i stora mängder. I de sträckor som är torra förekommer även sand, grus, sten och block i varierande mängder.

Hela vattendraget var urgrävt och rätat och omgavs utav branta grästäckta kanter.

14 biflöden påträffades under karteringen. Ett av dessa är ett Marens Rende som också karterades. Sex stycken av biflödena är diken och de resterande sju är täckdiken. De första två dikena var uttorkade och igenväxta vid karteringstillfället. Ett av dikena är konstgjort med en ränna gjord i betong. Strax efter detta finns ett dike som avvattnar den ovanliggande vägen. De två nästföljande dikena kommer från två olika våtmarker. Som finns i området. Många av de täckdikena som hittades finns i samband med vägar och det är således troligt att dessa avvattnar vägarna. De resterande täckdikena har okänd källa.

Åtgärdsförslag
Degnebækken var rätat och utgrävd därför föreslås remeandring. Endast en liten del av vattendraget var beskuggat och därför föreslås trädplantering.

Ingen tydlig källa till näringsläckage kunde hittas i fält, men med hjälp av satellitbilder kan man se att det finns flertal åkrar bortanför det område som undersöktes. Det är dock oklart om dessa ligger inom avrinningsområdet.

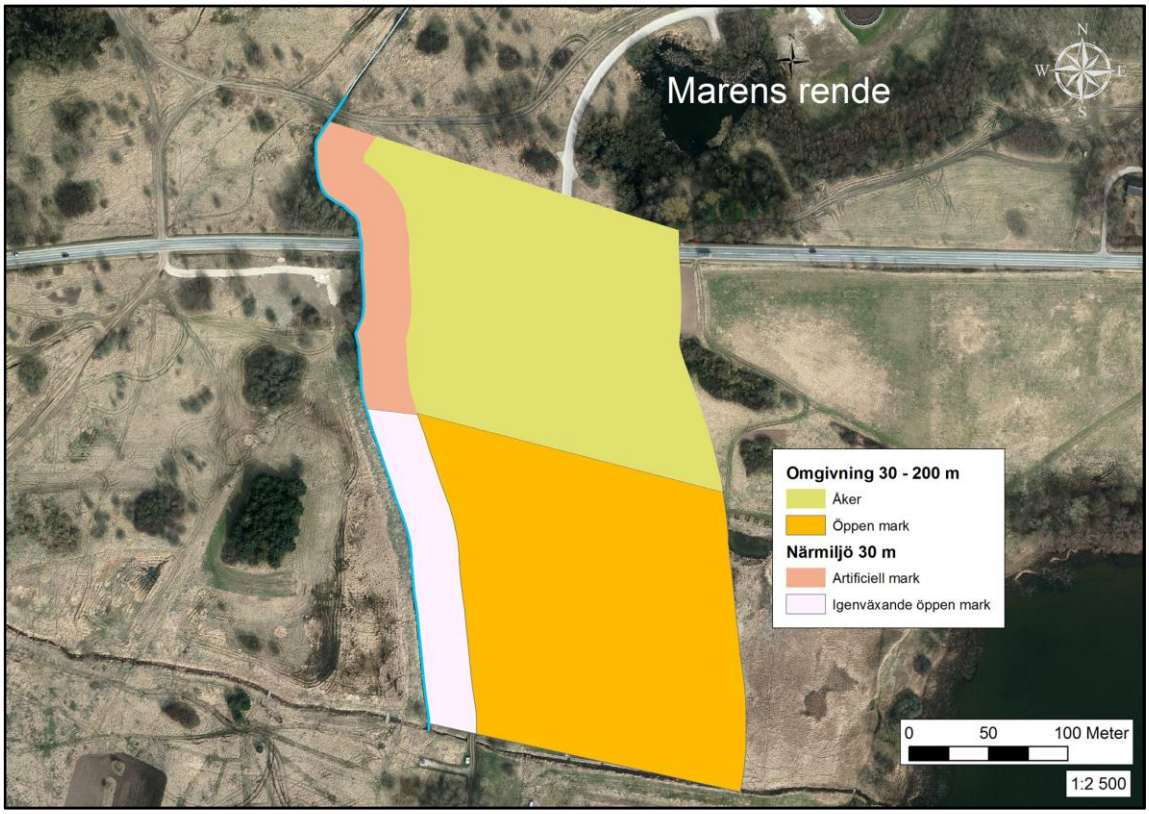
Karteringsresultat: Marens Rende

Området
Den västra sidan av de första 300 metrarna ägs av militären. Efter 300 meter går vattendraget under Sjælsmarkvej. Efter vägen äger militären området på båda sidor av Marens Rende. Väster om vattendraget är den dominerade markanvändningen de första 1,1 kilometrarna öppen igenväxande mark. På denna mark finns också en mindre barrskog, en mindre lövskog och flertal enstaka träd som inte utgör en skog.

Efter 1,1 kilometer går vattendraget under en större grusväg. Efter vägen finns en lövskog som följer bäcken ca 30 meter då det där istället finns två dammar ca 30 meter från vattendraget. Bortanför dammarna finns åkrar (figur 10.7). Ca 130 meter från vägen utgörs markanvändningen av åker med en buffertzon på ca 8 meter. På östra sidan av vattendraget utgörs marken främst av öppen mark. Ca 190 från mynningen finns en åker med en buffertzon på ca 40 meter. Ca 210 meter från mynningen finns en tomtmark som går ända ner till bäcken. Vid kanten av vattendraget har tomtägaren lagt granris i en hög och slängt kompostmaterial över rishögen även spår av eldning bredvid högen kunde ses.

Efter Sjælsmarkvej finns en annan tomtmark som sträcker sig ca 40 meter och går ända ner till vattendraget. Bortanför tomtmarken utgörs marken av öppen mark och lövskog. Efter tomtmarken

finns en mindre gammal väg och en större nyare väg som troligtvis används av militären. Efter dessa vägar är den dominerade markanvändningen öppen mark med inslag av lövskog. Ca 80 meter från Sjælsmarkvej finns en damm ca 100 meter från vattendraget. Något biflöde som sammankopplade dammen med bäcken hittades inte. Efter ytterligare 100 meter finns ett reningsverk ca 110 meter från vattendraget. Ca 760 meter från Sjælsmarkvej finns en större grusväg. Efter vägen sträcker sig Marens Rende ytterligare 210 meter. De närmaste 50 metrarna av de första 150 metrarna utgörs av lövskog. Bortom skogen finns öppen mark i 80 meter som följdes av en gård som inte tillhör militären. De resterande 60 metrarna av bäcken är det endast de närmaste 20 metrarna som utgörs av lövskog som sedan följs av ca 45 meter öppen mark innan markanvändningen övergår till åker.



Figur 10.7: Visualisering av biotopkarteringsresultat (närmiljö och omgivning) för Marens rende, Sjælsø.

Vattendraget

Marens Rende är ett biflöde till Degnebækken som börjar ca 320 meter från Degnækkens mynning till Sjælsø.

Bottenmaterialet domineras nästan helt utav lera längs hela bäcken och vid mynningen till Degnebækken fram till skogen täcks nästan hela vattenytan utav övervattenväxter. Vattenflödet var vid karteringstillfället lågt och vattendjupen översteg sällan fem centimeter.

När bäcken når bebyggelse rinner den in i en skogsdunge intill vägen och förändras nästan omedelbart till en blockrik om än mycket grund öppen bäck utan tillstymmelse till växter. Sträckan

utmed bebyggelsen kantas av fiskhinder och på båda sidor om vägen är det tydligt att bäcken har rensats.

Bäcken tvingas precis innan den rinner ut i militärområdet också passera en särskilt svår sträcka. Två stycken vägar, den ena en större militärväg för pansarvagnar och den andra grästäckt för passage till fots, med endast två meter öppet vatten mellan kulvertarna under vägarna. Efter militärvägen rinner Marens Rende nästan helt rakt ut i militärt område igen.

På militärens område växer vass men bäcken är betydligt bredare än tidigare vilket gör att den också är mycket grund. Lera och vattenväxter bildar små gungflyn som bitvis fyller nästan hela fåran.

Karteringen avslutas på grund utav tidsbrist vid en mindre militärväg över Marens Rende. Fler militärvägar korsar bäcken längre upp och man kan tydligt se hur skogen blir allt tätare längre norrut längs sträckan.

Längsmed Marens Rende påträffades totalt åtta stycken biflöden varav tre var diken och fem var täckdiken. Två av dikena var vid karteringstillfället torrlagda med mycket växtlighet. Det tredje diket är ett stort dike som rinner ut i bäcken även om det till följd utav det låga vattenståndet stod nästan stilla vid karteringstillfället. Tre av de täckdiken som hittades ligger vid en tomt på den östra sidan om vattendraget. Ett av täckdikena ligger strax innan tomten och de andra två mynnar längsmed tomten. Syfte och källa till dessa är okänt. Två täckdiken ligger i samband med Sjælsmarkvej och är troligen anlagda för dränering från vägen.

Totalt hittades sju vandringshinder. De första två är naturliga bråthögar som utgör ett definitivt hinder för mört och partiellt hinder för ålyngel. Ett av dessa klassades som definitivt för öring medan den andra fick klassen partiell för öring. Det tredje hindret var rutten trästubbe som skapar ett fall på ca 0,1 meter. Denna stubbe täcker hela vattendraget och tillsammans med de stenbelagda kanterna utgör detta en tröskel. Stenar och block i vattendraget utgör en liten trappa och bildar således ett partiellt vandringshinder för mört och ålyngel.

Strax efter detta hinder finns en kulvert med ett fall på 0,2 meter. Hindret var definitivt för mört och ålyngel vid det vattenstånd som rådde vid karteringstillfället, men vid högre vattennivåer är hindret partiellt för dessa. På andra änden av kulverten har stora stenblock fallit ned och kulvertarnas mynning täcks således nästan helt igen utav sten och block. På grund av detta klassas hindret som definitivt för mört och öring och som partiellt för ål och ålyngel. Det sista hindret som hittades innan karteringen avslutades var ännu en kulvert. Kulverten går under en mindre skogsbilväg och har gått av på mitten under vägen. Detta gör att vattnet rinner under kulverten istället för i den. Detta gör att hindret klassas som definitivt för mört, öring och ålyngel och partiellt för ål.

Åtgärdsförslag
Marens Rende bör remeandras och skuggas för att skapa en så naturlig miljö som möjligt.

Fiskhinder bör rivas och åtgärdas. Några av fiskhindrena kan vara framkomliga vid högflöde och behöver kanske därför inte åtgärdas. Detta är dock osäkert. De stenar och block som blockerar inloppet av en kulvert bör tas bort och den kulvert som har gått av på mitten bör åtgärdas.

På satellitbilder över området ser man att det finns många åkrar och våtmarker ovanför källan av Marens Rende. Det är dock oklart om dessa ligger innanför avrinningsområdet.

Diskussion och slutsatser om metodikens användbarhet

Vattendragen som karterades i oktober 2013 (Kajerød Å och Degnebækken) var uttorkade på vissa partier vid karteringstillfället, vilket gjorde att enbart uppskattningar kunde göras angående årligt medelvattendjup, bredd på vattendrag, vattenväxtlighet etc. Av samma anledning avslutades karteringen av Kajerød Å innan källan till ån hade nåtts, eftersom fåran för vattendraget var helt uttorkad i en längre sträcka dessförinnan, bortsett från dammarna som vattendraget är sammanlänkat till. På grund av tidsbrist har endast hälften av Marens Rende karteras. Viktiga detaljer kan därför ha missats.

Större delen av omgivningen till alla vattendragen tillhörde militären. Detta kan sannolikt ha en positiv effekt på vattendragen då det håller åkrar och andra aktiviteter som bidrar till näringsläckage borta från området. En tydlig skillnad kunde ses mellan militärens marker som var mer naturliga och naturliga än de områden som inte ägdes av militären. Dessa marker bestod främst av tätbebyggelse, tomtmarker och rekreationsområden. Minst tre olika groddjursarter kunde även noteras vid flera ställen på militärens marker. Groddjuren var mer sällsynta på de övriga markerna.

Åkrar förekom vid källan av Marens Rende där buffertzonen var så liten som åtta meter på den västra sidan, men ca 65 meter på den östra sidan. Det finns dock ett flertal våtmarker och dammar i detta åkerrika område som förhoppningsvis redan nu tar bort det mesta av näringsläckaget. Även i början av Marens Rende fanns en åker med en buffertzon på ca 45 meter. Vid slutet av Ellebækken, södra armen fanns också en åker med en välskött buffertzon på 12 meter. Vid både Marens Rende, Ellebækken, södra armen och Kajerød Å fanns flera åkrar bortanför källan som inte fanns med i det 200 meters området som karteringen av omgivningen utgick ifrån. Om dessa ligger innanför avrinningsområdet är det troligen en stor källa till näringsläckage. Alla dessa vattendrag rinner igenom en eller flera våtmarken som troligen tar bort en del av det näring som förs ned med vattnet. Dessa ligger dock alla i den övre delen av bäckarna. För att ta bort ytterligare näring kan det vara en idé att anlägga våtmarker anpassade för sedimentering av fosfor vid mynningarna av vattendragen. På så sätt kan en sista rening ske innan vattnet når Sjælsø. Även den näring som tillkommer efter de redan existerande våtmarkerna kan då tas bort.

Under karteringen har många täckdiken stötts på. Det är svårt att veta var dessa kommer ifrån och därmed också vad de har för påverkningsrisk. Det är därför rekommenderat att undersöka en del av dessa för en närmare bedömning av påverkningsgraden. Många var igenslammade och andra

hade inget spår av vattenflöde. Dessa har med stor sannolikhet ingen betydande påverkan på vattendragen.

Flera täckdiken och även vissa diken har haft en röd utfällning vid mynningen eller i hela diket. Denna utfällning kunde även noteras på vissa delar av de olika huvudfårorna. På flera ställen där det fanns denna röda utfällning har det också funnits en oljig hinna på ytan (mangan?). Den röda utfällningen är troligen järnutfällning, men detta har inte definitivt kunnat fastställas och om detta påverkar vattendraget på något sätt är osäkert.

Gränsen för den inventerade omgivning i karteringen är på 200 meter från vattendraget, vilket är endast en praktisk gräns som uppges i manualen till Jönköpingsmetoden. Själva avrinningsområdet till vattendraget kan vara båda större och mindre. Det är därför viktigt att konstatera att även områden längre bort än 200 meter kan påverka vattendragen på olika sätt.

SEKTION 3: RINGSJÖN

Foto: Johan Hammar

Kapitel 11: Biomanipulering - utvärdering av olika metoder i Ringsjön

Av Richard Nilsson, Höörs Kommun

Bakgrund Ringsjön

Ringsjön är Skånes näst största sjö och består av tre delbassänger, Västra och Östra Ringsjön samt Sätoftasjön. Sjön har en yta på ca 40 km^2, där Östra Ringsjön utgör ca 50 % av den totala sjöytan. Medeldjupet i hela Ringsjön är 4,7 m, där maxdjupet är 17,5 m i Sätoftasjön. Omsättningstiden är ca 1 år. Tillrinningsområdet är 347 km^2 stort och avvattnas genom 14 olika tillflöden, varav Hörbyån är det största. Området domineras av skog (norra delen) och åker.

Foto 11.1: Västra Ringsjön i förgrunden, Östra Ringsjön till höger och Sätoftasjön i övre vänstra hörnet. Foto: Johan Hammar

Sjön är värdefull eftersom den utgör reservvattentäkt för ca 800 000 skåningar, men även som badsjö och fiskesjö. Sjön har pekats ut att vara av riksintresse för yrkesfiske. Det finns i dag två aktiva yrkesfiskare. Förutom yrkesfisket bedrivs det också ett ganska utbrett sportfiske. Utöver fiskevårdsområdesföreningens verksamhet bedriver två fiskeklubbar sitt fiske här.

Ringsjön har sedan slutet av 1960-talet tidvis plågats av återkommande, svåra algblomningar. Nuvarande ekologiska status är baserad på växtplankton, otillfredsställande beroende på dominans av blågröna alger. Såväl samhällena av fisk som bottenfauna och makrofyter visade att sjön led av övergödning under 2005. Även vattenkemin visar på att sjön är övergödd och sjön uppvisar typiska drag med en stor intern belastning av fosfor sommartid. Under 2012 var tillförseln av fosfor till Ringsjöarna beräknad till ca 5,6 ton.

Som en del i arbetet med att förbättra sjöns ekologiska status och för att skapa förutsättningar för återetablering av undervattensväxter har biomanipulation utförts i Ringsjön sedan april 2005 och dessförinnan, i mindre skala, mellan 1988-1992. Huvudsyftet har varit att minska mängden cyprinider, främs braxen och mört. Biomanipulationen i ABG! startade 2012 och då var syftet också att förbättra metoderna och effektiviteten vid biomanipulering, dels rent tekniskt men även genom att samtidigt försöka förstå hur fisken rör sig i sjön. Genom denna kombination kan fisket effektiviseras på de arter man vill fånga medan man undviker bifångster av arter man vill undvika.

I detta kapitel redogörs kort för de olika metoder som använts, fiskarnas rörelsemönster. Effekterna på fisksamhällena finns sammanfattade i kommande kapitel samt mer ingående i raporterna som finns i Bilaga 1-2.

Trålning

Båtarna som använts är specialtillverkade för trålning i grunda insjöar. De kan fiska så grunt som en och en halv meters djup. Trålningarna har utförts som partrålning; två båtar drar en tråll mellan sig. Två sorters trålar har nyttjats: Flyttråll och bottentråll. Vilken tråll som används styrs av väder, vind, erfarenhet och vad ekoloden visar. Trålningarna har, av budgettekniska skäl, utförts under max 20 veckor per år. Områden som misstänks innehålla rovfisk undviks. Vid högre vattentemperaturerer (~23^{o} C) avbryts trålningarna. Detta på grund av att rovfisk som hamnat i tråln verkar ha svårare att återhämta sig vid höga vattentemperaturer.

All fisk som hamnar i tråln sorteras, rovfiskar släpps tillbaka så fort som möjligt. Rovfisk som verkar medtagen läggs i vattenfyllda baljor, för återhämtning, innan de släpps tillbaka. Övrig fisk hamnar i lastutrymmet.

Foto 11.1: Sortering av trålfångst. Foto: Richard Nilsson

För att minska effekterna på bottenstrukturer och grumling vid fiske med bottentrål har Jimmy Lindahl (arbetsledare i ABG!) och Tommy Ekman (skeppare vid ABG!) utarbetat en konstruktion som gör att trålen rullar lättare fram på botten. Kättingar (tyngder) har bytts ut till hjul och rullställen i trålens bottenteln (underkant) har försetts med större kulor.

Inga vetenskapliga tester har utförts, men det visuella intrycket (från båt bakom trålen) är att grumlingen är mindre. Även jämförelser av ekolodsbilder tagna över ett område som trålats med både konventionell bottentrål och med modifierad bottentrål antyder att påverkan på bottnarna minskar. Där det trålats modifierat syns endast ”hjulspår” i sedimentet, medan där den konventionella trålen dragits mer påminner om spåren efter en harv. Risken att bottentelnen gräver ned sig i sedimenten minskar, och därmed också att fosfor frigörs från sedimenten.

Under vissa perioder samlas braxnarna i stora stim i frivattnet ovanför djuphålornaDå vi inte har haft möjlighet att ställa vilket djup trålen går på, har vi inte vågat riskera att tappa ner trålen på bottnen, där gösen oftast befinner sig.

Under vintern 2013 införskaffades därför utrustning för att kunna se, var i vattenpelaren trålen befinner sig samt hur den öppnar sig. Utrustningen består av gammal teknik (ekolod) som används på ett nytt sätt. I skrivande stund pågår fortfarande tester.

Under ABG! har möjligheten att använda framåtseende ekolod diskuterats. Lod som kan upptäcka fiskstim på långa avstånd; samma typ som används av yrkesfisket i havet. Tyvärr kunde tillverkaren inte garantera att dessa fungerade som avsett i grunt sötvatten, men potentialen finns.

Plus: Potential att fånga stora mängder fisk (kg). Lätt att hantera fångst och sortering. Skonsamt mot fisken, om rätt utfört.

Minus: Felanvändning kan orsaka skada på rovfiskbeståndet. Kan orsaka grumling och skador på bottenstrukturer. Kräver personal som kan hantera trålfiske. God kännedom om bottenstruktur är att föredra. Dyrt.

Notdragning

Noten är ett aktivt fiskeredskap. Den består av ett finknutet nät med en strut på mitten. Redskapet läggs ut bakom ett fiskstim, därefter drar man noten in mot land. Armarna sträcker sig från ytan till botten och stänger in fisken som till slut hamnar i struten. Notera att det finns andra sorters notar också.

Projektet har haft tillgång till en egendesignad not, 30 m lång, med en maskstorlek av 6 mm. Med denna har fisket riktats efter årsyngel. Fisket sker främst tidig vinter och tidig vår. Perioder då enorma mängder yngel samlas i skyddade vikar och i åars in- och utlopp.

Foto 11.2: David Karlsson och Jimmy Lindahl drar not. Foto: Richard Nilsson.

Under ABG! har även fiske efter större fisk med betydligt större (800 m) not provats. Detta får dock tyvärr räknas som ett misslyckat försök. På grund av olämpliga bottenförhållanden trasades hundratals meter av noten sönder mot stock eller sten. När väl notdragningen kunde genomföras så uteblev de stora fångsterna. Noteras bör dock att om notfisket skett vid annan tidpunk och plats, kunde mycket väl slutresultatet blivit lyckat, metoden bör därför fortfarande beaktas.

En variant på not är snörpvad eller ringnot. Här stänger man av vattnet i en cirkel. Därefter dras bottentelnen (underkanten) ihop så att en säck bildas. Dessa kan vara upp till 2 000 meter långa. Denna fiskemetod har inte provats i Ringsjön på grund av att risken för bifångster är för stor. Vi har bedömt att sorteringen skulle ta för lång tid och att rovfiskarna därmed får en kraftigt minskad chans att överleva behandlingen.

Plus:Medger riktat fiske efter planktonätande yngel. Har potential att fånga stora mängder fiskar. Fångsten (yngel) kan med fördel användas som helfoder i exv. storkprojektet.

Minus: Kräver bottnar som är släta. Tungt! Bara effektivt under några veckor/dagar, då fisken stimmar (yngelfiske). Svårt att hinna sortera fångsten när det rör sig om stora mängder.

Bottengarn

Ett bottengarn fiskar passivt. Fisken leds av en nätarm, oftast ända från strandkanten, ut i en fångstgård. Nätarmen stänger av från botten till yta. Längden på armen kan variera från 30-50 meter upp till hundratals meter. Pålar eller bojar används för att hålla armen uppe. I bakre änden av fångstgården samlas fisken i en strut. Denna vittjas. Flera bottengarn kan sammankopplas.

Projektet har inte förfogat över egna bottengarn. De bottengarn som använts tillhör Ringsjöns ena yrkesfiskare. Som mest har 22 bottengarn fiskat samtidigt. Merparten av garnen är monterade på

fasta platser, samma varje år. Ett fåtal garn var av nyare modell och är mobila. De sattes upp, av yrkesfiskaren, där de väntades fånga mest fisk (ål, gös).

Foto 11.3: Anders Pålsson och Jimmy Lindahl tömmer bottengarn i västra Ringsjön. Foto:Richard Nilsson.

De äldre bottengarnen har snedställda maskor (fiskenätsliknande). Dessa medför en ökad risk för att bifångster fastnar i nätet istället för att bli återutsatta vid vittjning. De nyare mobila bottengarnen är försedda med fyrkantsmaskor (tennisnätsliknande). Dessa maskor reducerar dödligheten för bifångster.

Under ABG! har fångsterna från bottengarnen inte varit så stora. Detta på grund av att inga av bottengarnens placeringar har optimerats för att fånga vitfisk. Under biomanipulationsperioden 2005-2007 fångades dock ganska mycket vitfisk i bottengarnen. Detta beror sannolikt till stor del på att det då helt enkelt fanns extremt mycket fisk i sjön.

Plus: Mobila bottengarn ger möjligt att stänga av in- och utfarter till och från fiskens lekplatser. Möjlighet till kontinuerligt fiske på födosöksplatser. Fyrkantsmaskor minskar dödligheten av bifångster i garnen.

Minus: Arbetskrävande, svårt/tidskrävande att hantera fångst och sortering. Snedställda maskor ökar dödligheten av bifångster i garnen. Fisk kan bli kvar inne i bottengarnet under långa perioder och kan skadas genom att de stryker sig mot nätet.

Ryssjor

En ryssja är ett passivt redskap som stänger in fisken i en avsmalnande tub. I början av ryssjan finns en ledarm, ett 2-3 meter långt nät, som leder fisk in genom ryssjans öppning. Redskapet är uppbyggt av ringar eller bågar som är klädda med nät. Ryssjan delas av i segment, med en ingång

i varje segment. Ingångarna till segmenten fungerar som en backventil, fisken leds till det bakre segmentet som utgör fångstrum. Denna del vittjas.

Inom projektet har en specialryssja utvecklats, längre armar och grövre utförande för att kunna hålla mer fisk än en konventionell ryssa. Tanken är att utnyttja denna ryssja i samband med braxnarnas lek och i anslutning till bottengarnen. Teorin är att under leken vänder braxnarna mot land när de stöter på ett hinder (Bottengarnet används som en extra lång ledarm).

Foto 11.4: Jimmy Lindahl inspekterar en linje med ryssjor. Foto: Richard Nilsson.

I ABG! har ryssjor använts uteslutande under braxnarnas lekperioder. Ryssjorna placerades på kända lekplatser. Både enskilda ryssjor och kedjekopplingar har använts. Kedjekopplingar möjliggör avstängning av in- och utfart till lekplatserna.

Plus: Punktmarkering på lekplatser. Möjligt att ringa in lekplatser. Små bifångster som är lätta att återutsätta, relativt oskadda.

Minus: Arbetskrävande. Kräver stor kännedom om hur fisken rör och befinner sig. Svårt/tidskrävande att ta hand om fångst.

Nät

Nätfisket inom ABG! har uteslutande genomförts av yrkesfiskaren. Näten som använts är, i första hand, anpassade för att fånga rovfisk. Dock har bifångsterna, i form av vitfisk, också tagits upp.
Plus: Kan användas för att punktmarkera lekplatser och födosöksplatser.

Minus: Arbetskrävande. Stor risk för bifångster av rovfisk; stor risk för hög dödlighet och skador för bifångst. Risk att fånga simfågel/rovfågel. Näten kan bli mättade och fiskar då dåligt.

Hur används uppfångad fisk?

Fisken som fångas är en resurs som ska tas till vara på bästa sätt. I planeringen inför ett biomanipulationsprojekt skall man, på ett tidigt stadium, ta höjd för hur fångsten ska tas om hand. Rätt planerat och hanterat kan fångsten, i bästa fall, utgöra en inkomst som kan återinvesteras i projektet och minska omkostnaderna för finansiärerna. I sämsta fall kan man istället få en hög kostnad för bortforsling och deponering I ABG! har vi fortsatt på ett avtal från tidigare biomanipulationsprojekt. Fisken har gått till en djurfoderproducent. Detta har inte genererat någon inkomst, men vi har heller inte haft någon kostnad för bortforsling. Vi har också försett djurparker, både i Sverige och i Danmark med färsk fisk till brasilianska jätteuttrar, svenska gråsälar och uttrar med mera. Inte långt från Ringsjön finns också ett projekt som arbetar med återintroduktion av vit stork till den svenska faunan. De har uppskattat att kunna ta del av våra fångster. Framförallt gäller det notfångade årsyngel som har gått till matning av storkungarna.

Ett annat användningsområde för fångsten är biogasproduktion. Finns det lokala producenter, bör man ta kontakt med dessa för att höra om det finns intresse.

Andra möjliga användningsområden: Kräftbetesförsäljning, hund- och kattmatsproduktion.

Livsmedel

I den bästa av världar önskas att fångsten, i alla fall till viss del, kan användas som livsmedel. I dagens samhälle ses tyvärr mört och braxen inte som matfisk. Går vi lite längre tillbaka i tiden ser det dock annorlunda ut. Då användes alla fiskarter för konsumtion. Ett exempel är att istället för surströmming kunde man göra surmört. Vidgar man också vyerna och ser utanför Sveriges och Danmarks gränser ser det också annorlunda ut. I Europas östligare delar äter man gärna vitfisk, framförallt braxen och karp.

Historiskt har braxen från Ringsjön setts som en delikatess. Yrkesfiskarna, det fanns flera, hade ett sigill som användes för att stämpla braxnarna. Detta för att man skulle veta att det var just en Ringsjöbraxen.

I och med övergödningsproblematiken så har fiskarnas medelvikt rasat och därmed även värdet som matfisk. Biomanipulationsprojektet har nu medfört en kraftigt ökad medelvikt och Ringsjöns braxnar är på god väg tillbaka till fornstora dagar (se följande kapitel samt rapporter i Bilaga 2). Fiskförsäljare pratar om att återinföra Ringsjöns ”gamla signum, att det åter ligger stor ringsjöbraxen i fiskdisken.

Med tanke på ålens hotade existens, så föreslår vi att man byter julbordets rökade ål mot en rökad braxen. Inte nog med att den är minst lika god, man gör en viktig miljögärning också!

Tyvärr är det inte lätt att få ut fisken till konsumenterna. Om man vill använda fångsten som livsmedel måste det till ett helt annat upplägg än om den ska bli djurfoder.

Foto 11.5: Snittar med braxröra. Foto Per Nyström.

Livsmedelslagstiftningen kräver en obruten kylkedja. Något som vi tyvärr inte har haft möjlighet att uppnå i vårt projekt. Men, om detta ingår i planeringen i ett tidigt stadium så bör det kunna fungera. I alla fall bör man kunna ta en viss del av fångsten till livsmedel. Det är heller inte omöjligt att en intresserad fiskproducent har resurserna för kylning av fångsten. Notera dock att i början av en biomanipulation så kan fiskarnas medelvikt vara låg. Det innebär att fisken eventuellt inte håller den kvalitet som är önskvärd ur konsumtionsperspektiv.

Haveri

Hur man än planerar så är risken stor att det förr eller senare händer något som går utanför ramarna. I ABG! har fångsten mellanlagrats i en fryscontainer och hämtats ungefär en gång i veckan. Vid ett par tillfällen har problem uppstått och fryscontainern har fungerat som ett värmeskåp. Det tar inte så lång tid för fisk att bli otjänlig, i 50^{o} C. Försök alltså att ha med en backup-plan för hantering av otjänlig fångst.

Märkningsförsöket

Våra kunskaper om fiskarnas rörelser i sjön var väldigt små. För att kunna fiska mer effektivt utförde vi därför ett märkningsprojekt. Cirka 3000 fiskar försågs med en så kallad Floy tag, en plasttub med tryckt serienummer och kontaktuppgifter.

Fiskarna fångades med trål och bottengarn. Datum, fångstplats och -redskap, art och längd noterades tillsammans med taggens serienummer. Därefter släpptes fiskarna tillbaka i sjön. Fördelningen mellan märkta arter var braxen 72 %, gös 22 % och gädda 6 %. För vårt fiske var braxnarna av störst intresse. Men, vi märkte även rovfisk för att kunna visa att rovfiskarna vi får i trålen verkligen inte tar skada av hanteringen. Vilket har använts som argument mot biomanipulationen, men som egentligen inte har kunnat testas tidigare.

Foto 11.6: Mätning av märkt gös. Foto: Per Nyström.

För att få in data på återfångade fiskar gick vi ut med information om projektet till allmänheten. En hemsida skapades för att underlätta inrapporteringen. Tanken var att sportfiskaren, med hjälp av sin mobiltelefon och internetuppkoppling, direkt skulle kunna rapportera fångsten och samtidigt klicka in fångstplatsen på en karta. Dessutom fångade vi själva fisk i våra trålar och ryssjor samt i yrkesfiskarens nät och bottengarn.

Till vår hjälp hade vi en mastersstudent från Lunds Universitet, Liselott Nilsson. Liselott använde vårt märkningsprojekt i sitt examensarbete. Resultaten finns redovisade i följande kapitel och framöver i Liselotts kommande examesarbete. Resultaten visar bland annat att fiskmigration sker mellan Ringsjöarna och när det gäller gösen så verkar de fiskar som flyttar sig mellan Östra och Västra Ringsjön få ökad tillväxt jämfört med fisk som inte migrerat.

Kapitel 12: Biomanipulering – uttag och påverkan på fisksamhällena

Av Per Nyström, Algae Be Gone!

Före och efter

Den andra omgången av biomanipuleringen av Ringsjön påbörjades våren 2005, då var sommarsiktdjupet dåligt, algblomningarna intensiva under sommarhalvåret, och fisksamhället dominerat av vitfisk, som dessutom var i dålig kondition. För att kunna dra slutsatser om biomanipuleringens effekter på fisksamhällena gjordes flera undersökningar före biomanipuleringen (och även av andra organismer, se kapitel 13). Eftersom Ringsjön är en viktig sjö för såväl fritids- som yrkesfiske har det varit nödvändigt med studier av fisksamhällena för att kunna visa vilken effekt vi har av trålningen. Målsättningen vid biomanipuleringen (se Kapitel 1) har varit att dels ta upp stora mängder vitfisk men dels att gynna abborren. I samband med detta har följande frågor varit särskilt viktiga att få svar på i samband med biomanipuleringen:

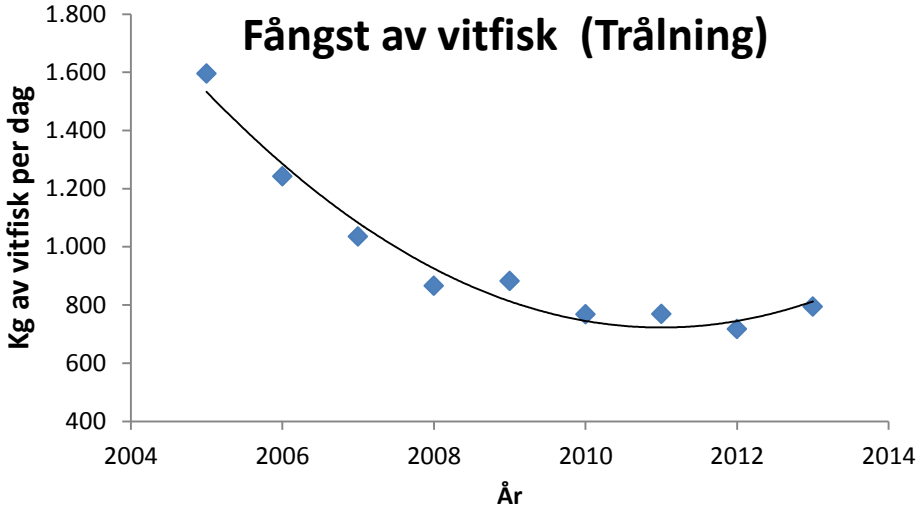
- Hur många procent av det totala vitfiskbeståndet tar vi upp (minst 80 % är målet)?
- Ökar antalet större (> 10 cm) abborrar som förväntat (minst med 20 %)?
- Förbättras tillväxten och konditionen på fisken?

För att kunna får svar på frågorna har flera olika prover tagits och undersökningar genomförts. För att få en uppfattning om fisksamhällenas sammansättning, storleksfördelning och de individuella fiskarnas kondition har data samlats in i samband med standardiserade provfisken med nät. Detta har gjorts såväl före, under och i slutet av biomanipuleringen. Provfiskenäten är selektiva och arter som braxen och gädda fångas väldigt sällan i näten (i Ringsjön). Därför har även braxen samlats in i samband med själva biomanipuleringen (trålning). För braxen och mört har fjäll och otoliter samlats in före och i slutet av biomanipuleringen. Detta har möjliggjort åldersbestämning av fisken och tillväxtanalyser.

För att kunna bestämma populationsstorleken av vitfisk i sjön, och samtidigt bedöma hur effektiv trålningen varit, ger fångster i provfiskenät inte tillräckligt underlag, inte minst på grund av att braxen sällan fångas. En alternativ metod är att noggrant dokumentera hur mycket vitfisk som fångas vid varje tråldrag och under en kort period relatera fångsten per tråldrag i förhållande till den totala fångsten under en period. Om fisket är den viktigaste dödlighetsfaktorn för vitfisken, bör därför fångsterna minska succesivt (linjärt) under säsongen. Metoden kallas Leslie - metoden och med hjälp av den kan man då med hjälp av linjens ekvation beräkna hur mycket fisk som finns kvar.

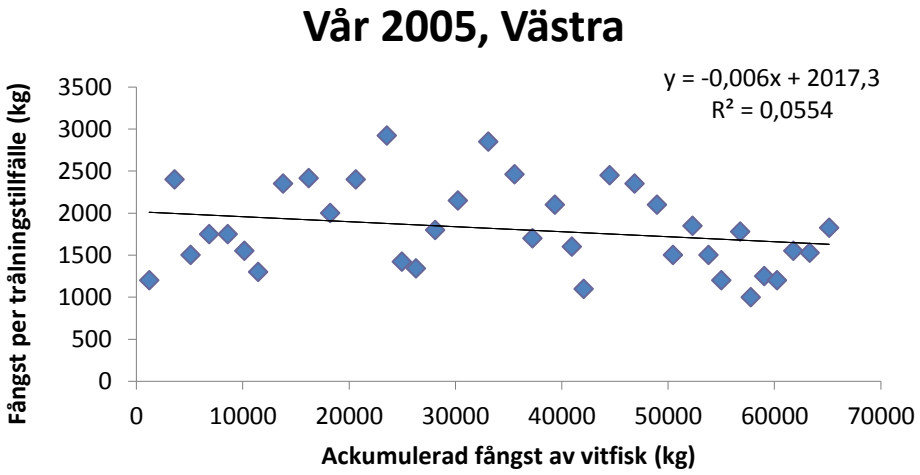
Beräkning av fiskeuttaget och beståndsstorleken

Nedan sker en kortfattad redogörelse för resultaten, en mer ingående analys finns i Bilaga 1. Under perioden 2005 till 2013 var den totala mängden vitfisk som fångades i Ringsjön ca 720 ton. Fångsterna per dag i trålen var stora när man började, för att sedan minska succesivt (figur 12.1).

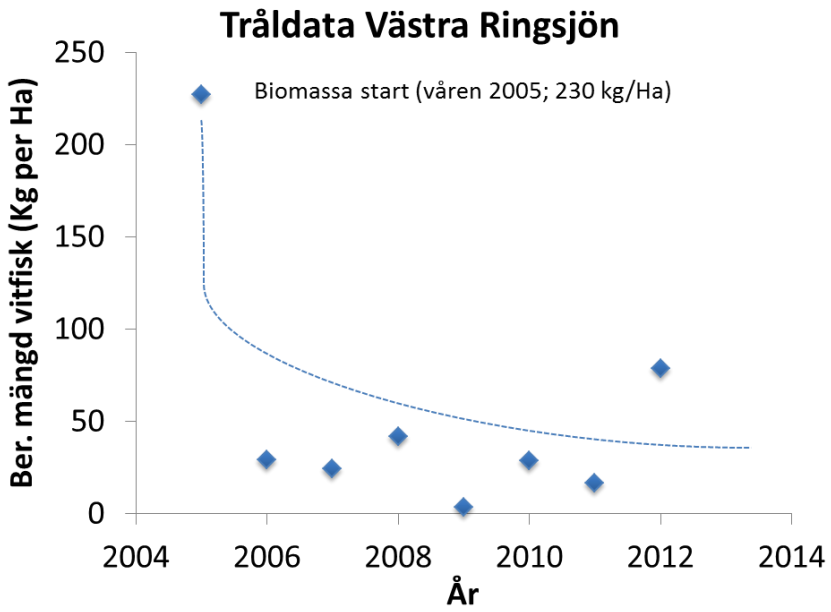


Figur 12.1: Fångst av vitfisk per dag i samband med trålning i Ringsjön under perioden 2005-2013.

Hur många procent av vitfisken fångades under perioden? Vi har ett linjärt negativt samband mellan fångsten per tråldag och den ackumulerade fångsten under flera säsonger i Västra Ringsjön (våren 2005 finns redovisad i figur 12.2), data från Östra Ringsjön finns inte för alla år. Med hjälp av Leslie-metoden kan vi se att den beräknade populationssorleken av fångstbar vitfisk i Västra Ringsjön beräknades till ca 230 kg per hektar (sjöyta; 1484 Ha) när biomanipuleringen startade våren 2005, för att sedan minska succesivt till i genomsnitt ca 30 kg per Ha (figur 12.3). Detta motsvarar en minskning på ca 85 % de följande åren. Siffrorna är inom det intervall man finner i typiska Svenska sjöar, där biomassan (av all fisk) ofta ligger kring 60 kg/Ha, men i eutrofa sjöar kan den vara mer än 300 kg/Ha.



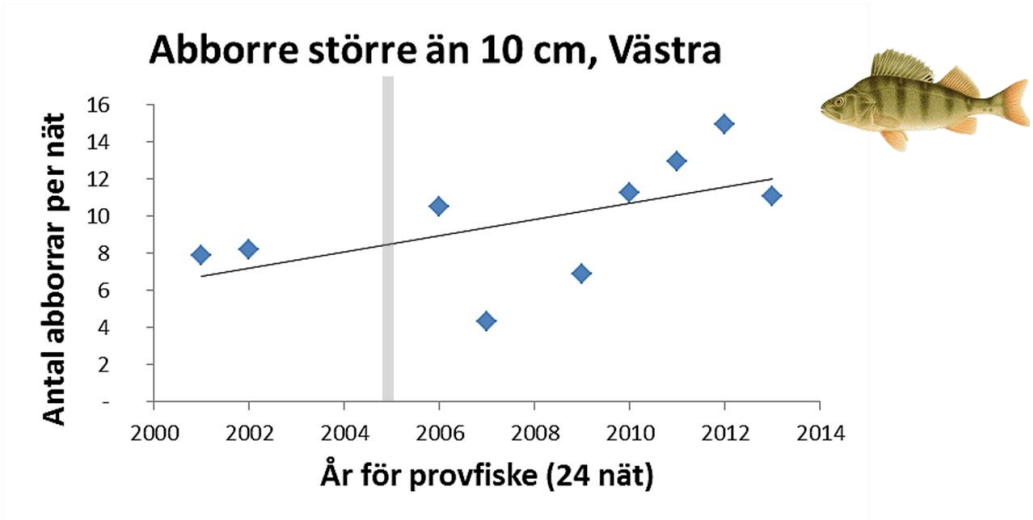
Figur 12.2: Fångst av vitfisk per trålningstillfälle i Västra Ringsjön när biomanipuleringen startade, våren 2005, i förhållande till den ackumulerade fångsten. Med hjälp av linjens ekvation kan den totala biomassan av vitfisk uppskattas (y=0).



Figur 12.3: Beräknad mängd vitfisk i Västra Ringsjön med hjälp av Leslie-metoden.

Effekter på artsammansättning, kondition och tillväxt

Nedan sker en kortfattad redogörelse för resultaten, en mer ingående analys finns i Bilaga 2. Resultaten från provfisken i Västra Ringsjön visar att med undantag från provfisket år 2007 har mängden stor abborre ökat, i genomsnitt med 25 % sedan perioden före biomanipuleringen startade år 2005, allt i linje med målsättningen (figur 12.4).



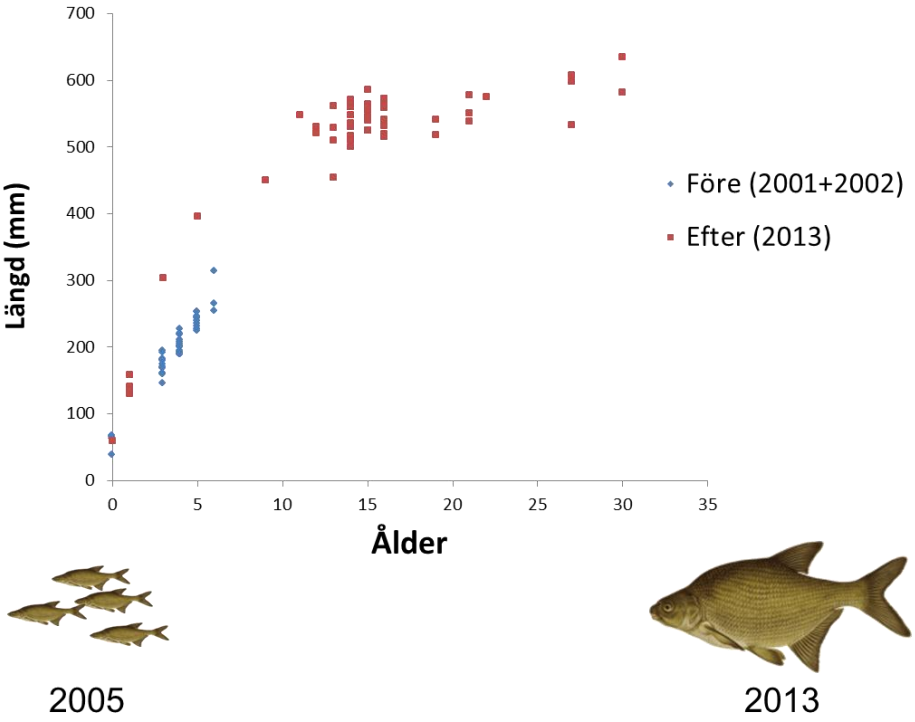
Figur 12.4: Antal större abborrar fångade i provfiskenät i Västra Ringsjön. Grå stapel visar när biomanipuleringen startade.

Vi har liknande mönster när det gäller gös, som också ökat i Västra Ringsjön. Om vi även tittar på Östra Ringsjön verkar bilden vara något annorlunda, vi ser inga större förändringar där. Detta kan ha flera orsaker, men fisketrycket är större i Östra Ringsjön och data på såväl yrkes- som fritidsfiske behövs för att kunna förstå detta mönster på ett bättre sätt (se mer utförlig diskussion i Bilaga 2).

Fiskens storleksfördelning och kondition har påverkats i Ringsjöarna sedan biomanipuleringen startade. De viktigaste resultaten är:

- Ökad mängd stor gös
- Större mörtar och braxnar
- Bättre kondition på de flesta fiskarter
- Ökad tillväxt hos mört och braxen (ej mätt för andra arter, åldersdata saknas)

Det som bör noteras är att vi åter fått stor braxen i Ringsjön, som dessutom är i god kondition jämfört med tidigare år (figur 12.5). Åldersanalyserna visade att vi har braxen i sjön som är minst 30 år gammal!



Figur 12.5: Ålder på braxen i Ringsjön före och efter biomanipuleringen startade år 2005. Analyserna är gjorda på fjäll på de mindre braxnarna och på otoliter på de större. Analyserna är gjorda av Länsstyrelsen Skåne samt SLU Aqua.

Sammanfattningsvis verkar biomanipuleringen i Ringsjön haft önskad effekt på fisksamhällena. Även om en stor mängd vitfisk tagits bort (potentiell bytesfisk för rovfisken), har det ökade siktdjupet och den minskade konkurrensen under yngelstadierna uppenbarligen haft positiva effekter på såväl rovfisk som vitfisk. Detta kan också kopplas till ökningar av både bottenfauna, stora djurplankton och makrofyter (se Kapitel 13).

Kapitel 13: Biomanipulering – effekter på ekosystemnivå

Av Mattias Ekvall & Lars-Anders Hansson, Lunds Universitet

Cyanobakterier och deras gifter

Den totala mängden växtplankton i Västra Ringsjön under sommarmånaderna (juni-september) har inte förändrats märkbart under perioden 2000-2012 utan har hållit en relativt konstant nivå omkring 12 mg/L (figur 13.1). Detta kan verka konstigt eftersom biomanipulering startats 2005- men man ska ha i åtanke att Ringsjön är en eutrof sjö med relativt höga fosforvärden vilket troligen upprätthåller den höga algtillväxten generellt. En grupp av växtplankton som är av specifikt intresse vid en biomanipulation är mängden blågrönalger, så kallade cyanobakterier. Anledningen till att denna grupp är av speciellt intresse är att många arter inom denna grupp har förmågan att producera olika typer av alggifter som kan vara skadliga för såväl djur som människor. Ett av dessa gifter heter microcystin, som är ett mycket starkt gift som kan framkalla kräkningar och diarré hos människor som råkar få i sig större mängder vatten under en simtur. I dagsläget finns det inga riktlinjer för hur mycket microcystin det får finnas i råvattenvatten innan det utgör en risk för allmänheten, men däremot har världshälsoorganisationen (WHO) satt ett provisoriskt riktvärde att mängden microcystin inte bör överstiga 1 µg/L i processat dricksvatten[9] (mer information om algerna finns i Kapitel 1).

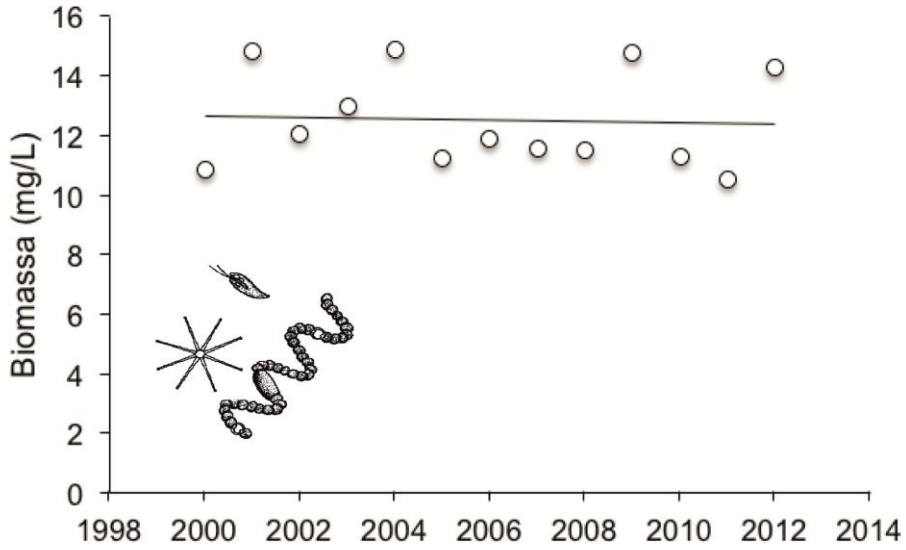
Mängden cyanobakterier har minskat kraftigt i Västra Ringsjön sedan år 2000 då de i medeltal för perioden juni-september utgjorde 81 % av den totala växtplanktonbiomassan i sjön under sommaren jämfört med 33 % år 2012 (figur 13.2.). Mängden microcystin i Västra Ringsjön har mätts kontinuerligt sedan år 2004. Mätningarna görs med så kallad ELISA-analys och innan dessa mätningar genomförs bereds provet genom upprepade upptiningar och frysningar samt ultrasonicering för att på så vis ta sönder alla celler. Detta gör att man mäter totalhalten av microcystin i vattnet, inklusive det som finns inuti cellerna. Detta återspeglar då den totala koncentrationen man skulle exponeras för i sjön om man till exempel skulle få en kallsup, men inte den mängd som skulle finnas i dricksvatten där alger filtrerats bort och vattnet renats, dvs. att koncentrationerna utanför cellerna (extracellulära koncentrationer) är oftast betydligt lägre än koncentrationerna i algcellerna.

Om man ser till hela sommarperioden så har totalhalterna microcystin inte förändrats märkbart under perioden 2000-2012 (figur 13.3). Delar man däremot upp mätningarna på respektive månad visar det sig att mängden microcystin minskat något under tidig sommar (juni) medan halterna av microcystin övriga månader (juli-september) har förblivit mer eller mindre oförändrade även om variationen mellan olika år är väldigt stor - med vissa år med låga halter under stora delar av sommaren och andra med högre halter. Den minskande mängden microcystiner i juni visar dock

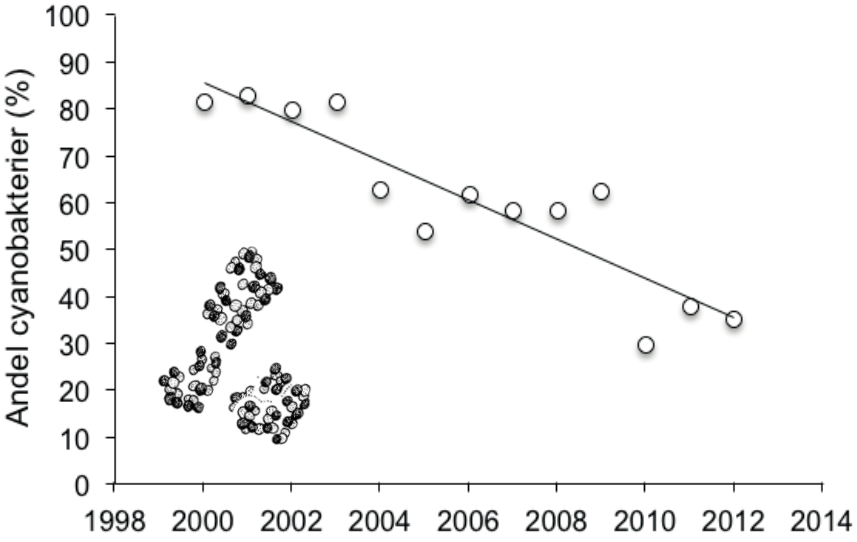
[9] Källa: Livsmedelsverket (2014). Link

att perioden av giftiga algblomningar i Ringsjön börjar senare på säsongen efter att biomanipuleringen påbörjats.

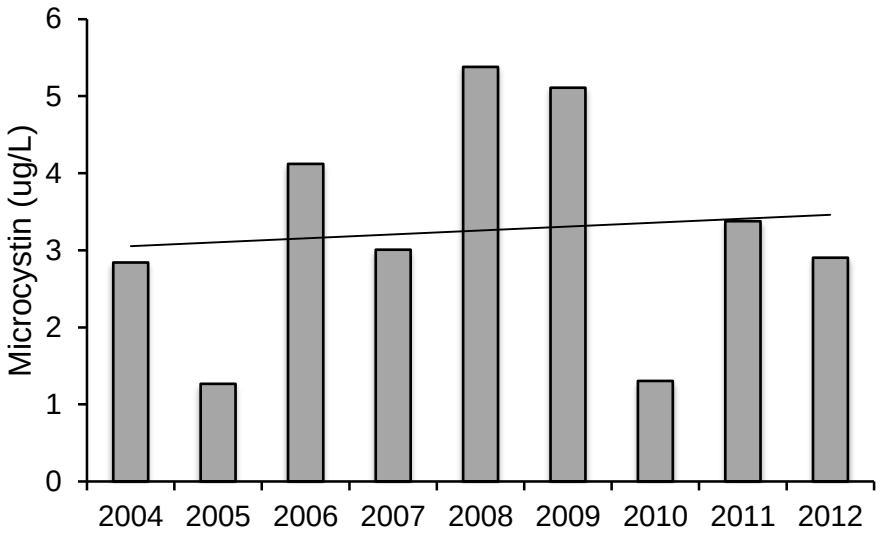
Slutsatsen blir alltså att även om cyanobakterierna fortfarande producerar microcystin så är perioden som vattnet är giftigt kortare, vilket är mycket lovande för framtiden.



Figur 13.1: Medelbiomassa växtplankton för Västra Ringsjön under juni-september. År med biomanipulering 2005-.



Figur 13.2: Andel av den totala biomassan växtplankton som utgörs av cyanobakterier. Avser andelen av medelbiomassan under juni-september respektive år. År med biomanipulering 2005-.

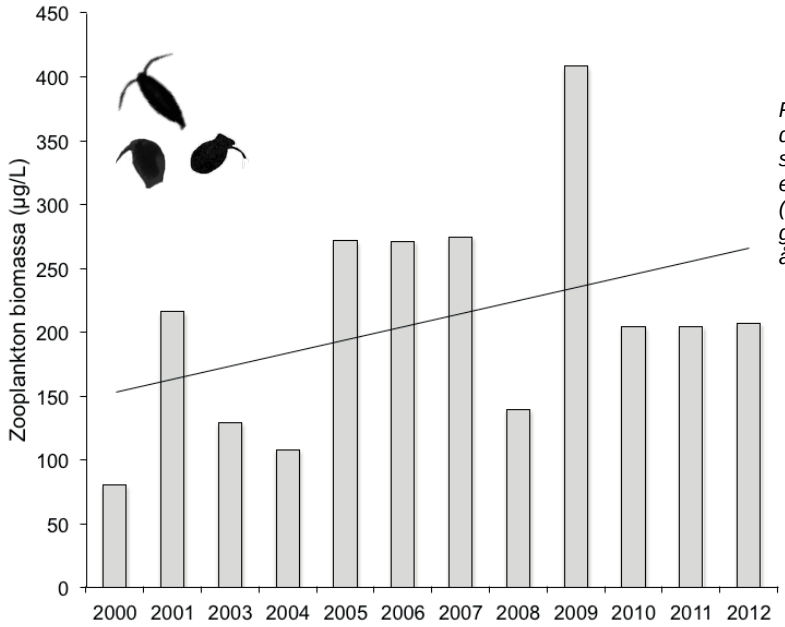


Figur 13.3: Medelkoncentration av algtoxinet microcystin under perioden juni-september för respektive år (staplar) och dess trend över tid (linje). År med biomanipulering 2005-.

Djurplankton

Djurplankton är en viktig länk i akvatiska system då de för energin från primärproducenterna (algerna) upp till högre trofiska nivåer (t.ex. fisk). Ett av de ultimata målen med utfiskning är att introducera en trofisk kaskad då man genom att minska mängden planktivor fisk minskar predationstrycket på djurplanktonen så att de kan komma att öka i antal. Den ökande mängden djurplankton ökar i sin tur betningstrycket på de växtplankton som finns i sjön och vattnet blir klarare.

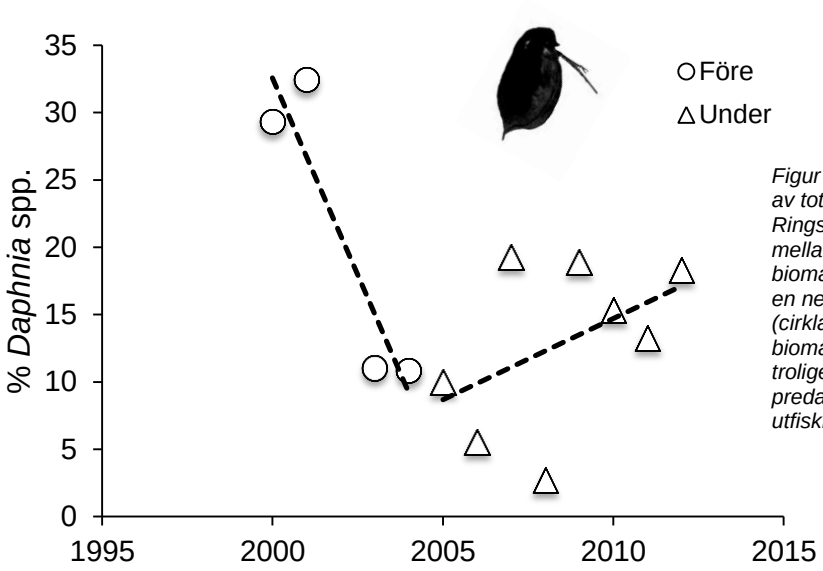
Djurplanktonen i Västra Ringsjön har övervakats kontinuerligt sedan år 2000 och om man ser till medelbiomassan under sommaren (juni-september) kan man se en svagt ökande trend i totalbiomassan djurplankton sedan år 2000. Generellt ligger majoriteten av åren med biomanipulation (2005-2012) på en något högre nivå än åren före biomanipulationen (2000-2004, med undantag för år 2001 som hade en relativt hög medelbiomassa) (figur 13.4).



Figur 13.4: Medelbiomassa (µg/L; staplar) av djurplankton i västra Ringsjön mellan juni-september år 2000-2012. Sedan år 2000 ser man en ökande trend i biomassan djurplankton i sjön (linje) samt att åren med biomanipulation (2005-) generellt sett ligger på en något högre nivå än åren före biomanipulationens start.

Förutom att öka den absoluta mängden djurplankton har en biomanipulering också som mål att försöka öka den relativa mängden av stora effektiva betare såsom olika arter av vattenloppor (*Daphnia).* Daphnier tillhör ordningen hinnkräftor (Cladocera) och anses vara några av de mest effektiva betarna i djurplanktonsamhället då de är generalister som på ett effektivt sätt filtrerar algerna i vattnet. Problemet är dock att i och med att daphnier är relativt stora och långsamma simmare, är de väldigt utsatta för predation från fisk. Daphnier förekommer därför ofta i små mängder i sjöar med mycket planktonätande fisk, då de ersätts av mindre effektiva betare. I början av 2000-talet utgjorde daphnier omkring 30 % av den totala biomassan av djurplankton i sjön under juni-september men dess bidrag till den totala biomassan var under denna period i en nedåtgående trend med minskad andel daphnier i sjön under åren strax före biomanipulationens start år 2005 (figur 13.5). Även om andelen daphnier i dagsläget inte nått tillbaka till de nivåer man uppmätte i början av 2000-talet så har biomanipulationen i Ringsjön vänt den nedåtgående trenden. Trotts att antalet daphnier varierar mycket från år till år ser man tydligt att de återigen utgör en ökande del av den totala uppmätta biomassan djurplankton i sjön (figur 13.5). Delas detta upp ytterligare till att innefatta ökningen på månadsbasis visar det sig att denna ökningen som ses under säsongen drivs av att andelen *Daphnia* ökat väldigt kraftigt under senvåren/försommaren.

Generellt visar djurplanktondata från sjön att det går i rätt riktning med tendenser till ökad totalbiomassa och att man är på väg mot ett mer effektivt betarsamhälle med ett ökat inslag av större vattenloppor i sjön. Det visar också att förändringarna går relativt sakta men att man med fortsatt arbete med biomanipulering närmar sig en förbättrad vattenkvalitet.

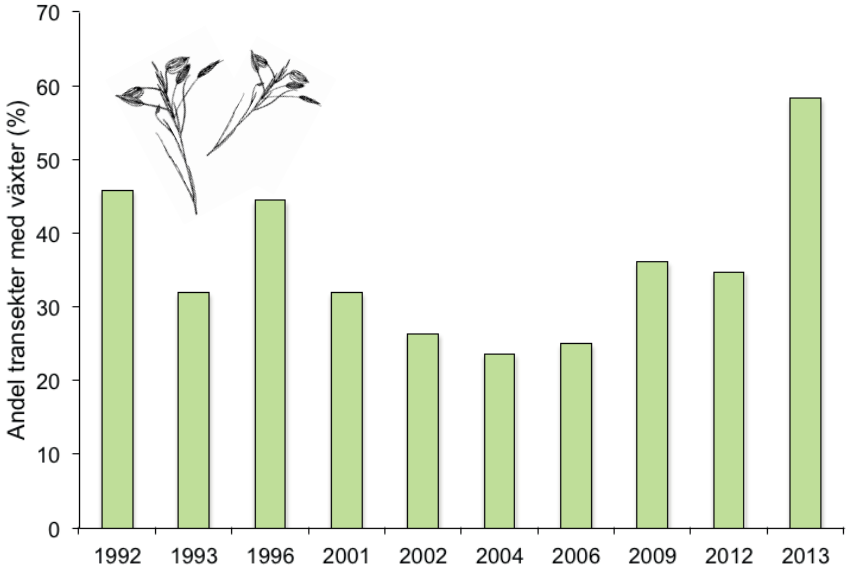


Figur 13.5: Andelen vattenloppor (Daphnia) av totalbiomassan djurplankton i västra Ringsjön (medelvärden juni-september) mellan åren 2000-2012. Åren innan biomanipulationens start (2000-2004) var det en nedåtgående trend av vattenloppor (cirklar), denna trend har dock vänt sedan biomanipulationen startade (trianglar) – troligen på grund av ett minskat predationstryck från planktivor fisk i och med utfiskningen.

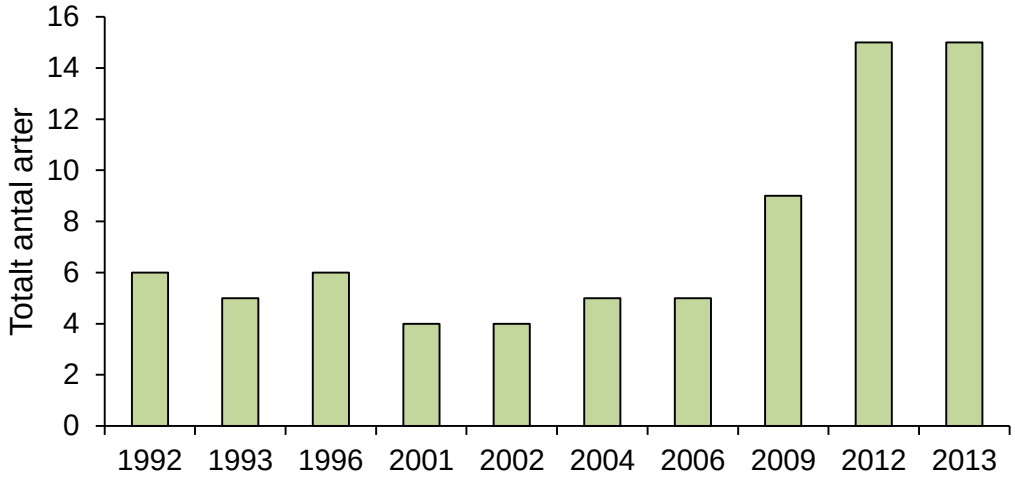
Växter

Vattenväxter (makrofyter) har en viktig roll i sjöns ekosystem genom att binda upp näring och konkurrerar därmed om t.ex. fosfor och kväve med växtplankton. Mängden vattenväxter i Ringsjön har undersökts sedan år 1992 längs 72 referenslinjer (transekter, för mer information se Bilaga 3). Vid dessa referenslinjer har man tittat på vilka arter av växter som förekommer, samt hur bottensubstratet ser ut vid de olika platserna. Att öka mängden växter i sjön är ett viktigt mål med biomanipulering då dessa, vilket tidigare nämnts, konkurrerar med växtplanktonen om näringen i sjön och i och med det kan hjälpa till att hålla sjön i ett klarvattenläge. Förutom att konkurrera med växtplanktonen utgör också vattenväxterna ett skydd för djurplankton undan planktonätande fisk.

Några år efter den första biomanipulationen i Ringsjön avslutades försämrades åter siktdjupet i sjön (vilket hade ökat med första biomanipulationen under 1980-1990 talet, se Kapitel 1) och i och med det försämrades återigen ljusklimatet vilket ledde till en tillbakagång i mängden växter i sjön. År 2004, året innan den nuvarande biomanipulationen påbörjades i Ringsjön, hade enbart 25 % utav de 72 referenslinjerna i sjön vattenväxter. I takt med att sjön har biomanipulerats har andelen referenslinjer med växter ökat i en relativt långsam takt men år 2013 skedde en markant ökning i makrofytförekomst då hela 58 % av de besökta referenslinjerna visade sig ha växter (figur 13.6). I samband med att andelen referenslinjer med växter har ökat har även antalet arter som förekommer i sjön ökat (figur 13.7). År 2004 kunde man enbart återfinna 6 arter av vattenväxter på de 72 undersökta platserna medan man efter ett antal år med biomanipulation, år 2012 och 2013, kunde identifiera 15 respektive 14 olika arter av vattenväxter i sjön (tabell 13.1).

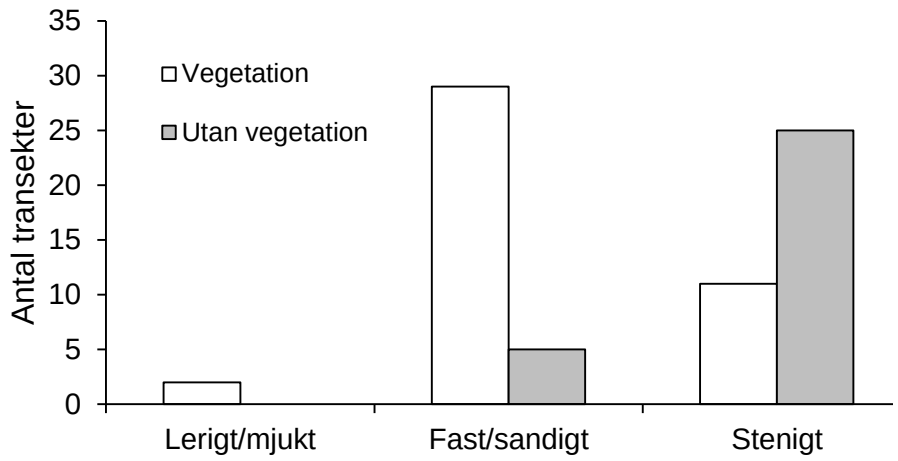


Figur 13.6: Andel referenslinjer (av 72 undersökta) som har vegetation i Ringsjöarna. År med biomanipulering 1988-1992 samt 2005-.



Figur 13.7: Antalet arter av växter som återfunnits längst referenslinjerna (72 st) vid undersökningarna under respektive år. År med biomanipulering 1988-1992 samt 2005-.

Utöver att undersöka vilka arter av växter som finns längst de olika referenslinjerna har även bottensubstratet undersökts och klassificerats till en av tre vanligt förekommande typer; 1) lerigt/mjukt, 2) fast/sandigt eller 3) stenigt. Vilken typ av substrat som finns på de olika referenslinjerna är av stor vikt då många växter är i behov av att sätta rötter för att kunna hålla sig kvar på en plats och för att ta upp näring från sedimentet. Delar man upp referenslinjerna i sjön till referenslinjer med och utan växter baserat på vilket bottensubstrat de har visar det sig att majoriteten av referenslinjerna med leriga/mjuka och fasta/sandiga bottnar är bevuxna medan de steniga till stor utsträckning saknar växtlighet (figur 13.8), troligen pga. att växterna inte kan hålla sig kvar på dessa platser. Mer information om Ringsjöns vegetation finns att läsa i Bilaga 3.



Figur 13.8: Antal transekter (av totalt 72 undersökta) som har/saknar vegetation baserat på vilket bottensubstrat som fanns längst transekten. Det visas tydligt att det framförallt är längst de steniga partierna där vegetation saknas.

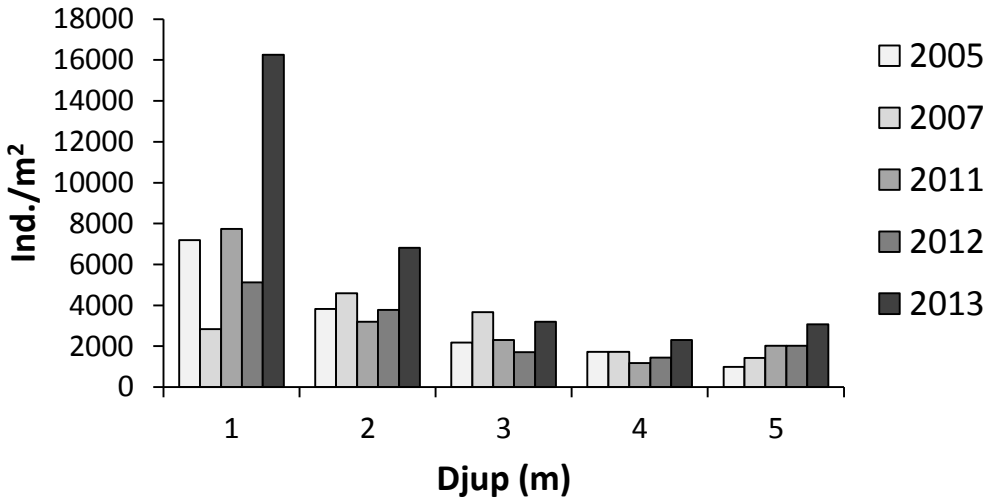
Tabell 13.1: Förekomst av vattenväxter i Ringsjön 1992-2013. Numret vid respektive år visar antalet transekter där de olika arterna återfanns.

Art / antal transekter med arten	1992	1993	1996	2001	2002	2004	2006	2009	2012	2013
Axslinga (*Myriophyllum spicatum*)	14	3	10	14	13	7	10	8	4	13
Ålnate (*Potamogeton perfoliatus*)	17	10	14	25	22	17	21	24	13	31
Krusnate (*Potamogeton crispus*)	21	14	29	0	0	3	4	0	1	0
Borstnate (*Stuckenia pectinata*)	14	10	13	14	3	7	10	8	6	0
Grovnate (*Potamogeton lucens*)	6	3	7	3	1	0	1	1	2	19
Vattenpest (*Elodea canadensis*)	3	0	3	0	0	1	0	3	7	1
Gropnate (*Potamogeton berchtoldii*)	0	0	0	0	0	0	0	1	2	10
Trådnate (*Stuckenia filiformis*)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Höstlånke (*Callitriche hermaphroditica*)	0	0	0	0	0	0	0	3	5	3
Korsandmat (*Lemna trisulca*)	0	0	0	0	0	0	0	4	2	3
Nålsäv (*Eleocharis acicularis*)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5
Borststräfse (*Chara aspera*)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Stor näckmossa (*Fontinalis antipyretica*)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Strandpryl (*Plantago uniflora*)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Gräsnate (*Potamogeton gramineus*)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Vattenmöja (*Ranunculus aquatilis*)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Vattenbläddra (*Utricularia vulgaris*)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Trubbnate (*Potamogetaon obtusifolius*)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Hårnate (*Ruppia rostellata*)	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
Strandranuncel (*Ranunculus reptans*)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0

Bottenfauna

På bottnen av sjöar lever ett stort antal smådjur, som har stor betydelse för nedbrytning och som mat åt fåglar och fiskar. Dessa bottendjur är små ryggradslösa djur och innefattar allt från små vattenlevande maskar till insektslarver. Bottendjuren i Ringsjöarna har undersökts med jämna mellanrum sedan starten av biomanipuleringen år 2005. Då olika typer av bottenlevande organismer lever på olika djup – bland annat beroende på att deras föda är knuten till ett visst djup – görs dessa undersökningar på fem olika djup i sjön, från 1-5 m djup.

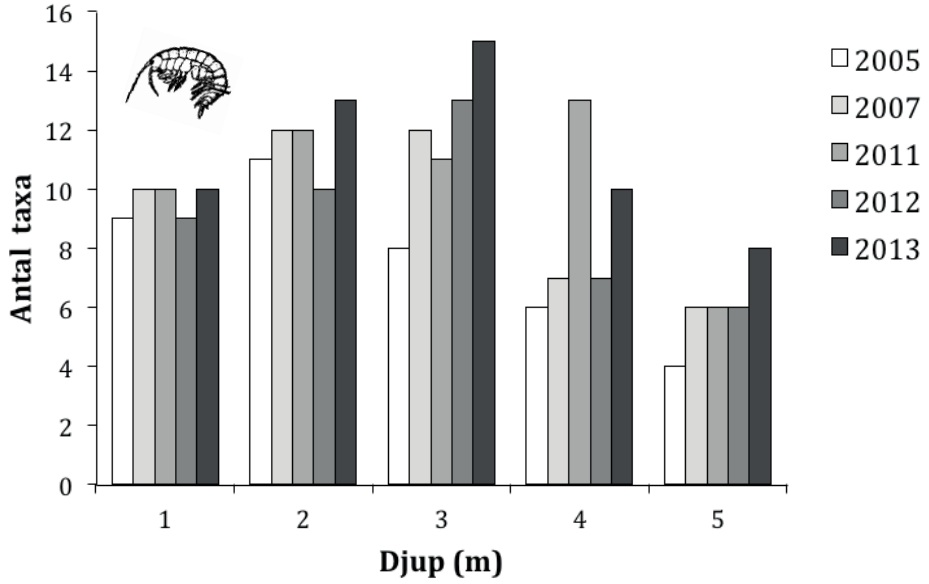
Antalet djur som återfinns i sjön är generellt sett störst på de grunda partierna och avtar sedan successivt med djupet (figur 13.9). En av anledningarna till detta är att det oftast finns ett större utbud av olika typer av habitat på grunda områden jämfört med djupare. På grundare områden återfinns allt från sten, växter, sand och fallna träd och löv medan de djupare områdena ofta är dominerade av lera och dy. Dessa strukturer på grundare områden utgör också skydd och erbjuder gömställen från fisk och andra predatorer. Sedan biomanipuleringens start år 2005 har antalet djur ökat på alla djup i sjön (figur 13.9). Anledningen till den markanta ökningen på 1m djup år 2013 jämfört med andra djup är att ett stort antal av den invaderande arten Nyzeeländsk tusensnäcka (*Potamopyrgus antipodarum*) återfanns i sjön vid denna tidpunkt. Detta är en liten snäcka (några mm) som verkar vara på uppgående i Ringsjöarna då den inte alls återfanns under de första undersökningsåren sedan ökat stadigt i förekomst. År 2011 hittades 17 stycken utav denna snäcka per m^2 på 1m djup, 2012 återfanns 23 stycken per m^2 och 2013 hela 1126 individer per m^2.



Figur 13.9: Totalt antal individer av bottenlevande djur som återfunnits per m^2 på 1-5 m djup i Ringsjöarna. Den kraftiga ökningen på 1 m djup år 2013 beror på ett stort antal av den invasiva Nyzeeländska tusensnäckan (Potamopyrgus antipodarum). Generellt har det varit ett ökande antal bottenlevande djur på alla djup sedan biomanipulationens start år 2005.

Förutom att antalet individer som återfinns på respektive djup ökat så har också antalet arter, d.v.s. den biologiska mångfalden, ökat något på de flesta undersökta djup men framförallt på de något djupare områdena (figur 13.10). Att antalet individer och arter som återfinns ökat i takt med biomanipulationen skulle kunna vara en kombinerad effekt av bättre levnadsmiljöer (i och med ökad mängden växter etc. figur 13.6 och 13.7) men kan också vara en följd av att en stor mängd bentivor fisk (fisk som äter bottenlevande djur), såsom Braxen (*Abramis brama*), har blivit

uppfiskade genom biomanipuleringen, vilket därmed minskat predationen på bottenfaunan. Detta visar tydligt de positiva effekter biomanipulationen haft på de bottenlevande djuren i sjön.



Figur 13.10: Antal taxa av bottenlevande djur som återfinns på mellan 1-5m djup i Ringsjöarna. Antalet taxa har ökat på alla undersöka djup sedan biomanipulationens start år 2005 med den största ökningen från 3m och neråt.

Sjöfågel

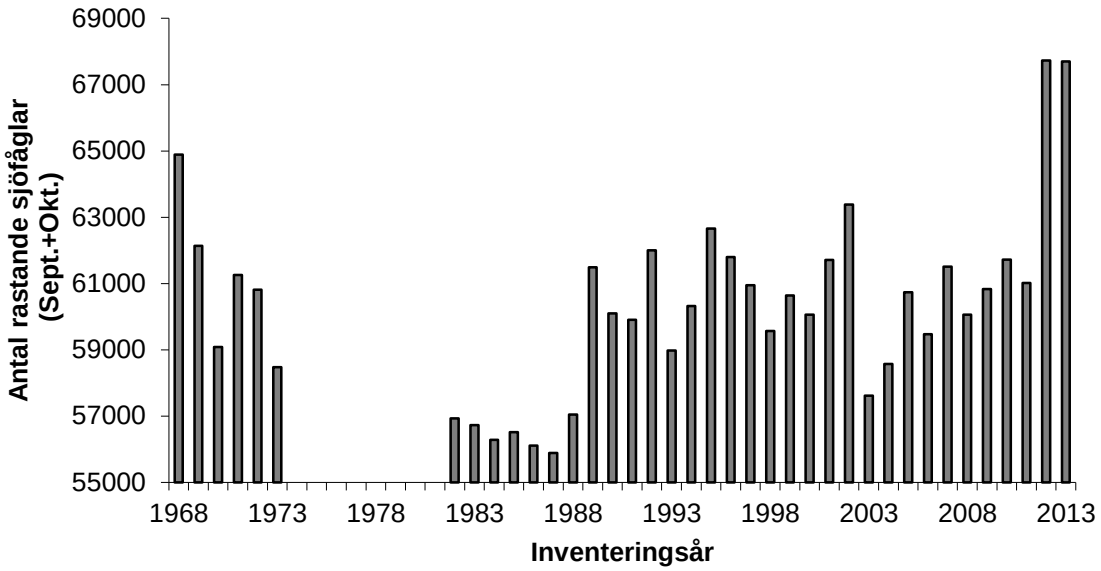
Ett viktigt inslag i Ringsjön är de 1000-tals sjöfåglar som varje år rastar i sjön under sina långa flyttningar. Runt sjön finns därför ett flertal fågeltorn som ofta lockar fågelskådare till sjön. Mängden sjöfågel som rastar i Ringsjön har räknats årligen sedan 1960-talet (med några få undantag) och man har till följd av denna långa dataserie fått en bra bild över hur dessa varierar över tiden och framför allt under biomanipulationerna.

I samband med att sjön har genomgått biomanipuleringen har man sett en ökande trend i antalet sjöfåglar som besöker Ringsjön (figur 13.11). Framförallt har det skett en markant ökning i mängden rastande fågel under de senaste två åren av den pågående biomanipulationen.

Vetenskapliga studier har tidigare visat att antalet sjöfåglar som besöker en sjö är stark kopplat till sjöns siktdjup och mängden vattenväxter.[10] En ökande mängd vattenväxter har visats gynna såväl växtätande som insektsätande fåglar. Anledningen till att man ser en ökande mängd insektsätande fågel är att många vattenlevande insekter (bottendjur) gynnas av de miljöer som skapas bland vattenväxterna (se avsnittet om bottendjur). För Ringsjön har vi kompletta data på både sjöfågel och siktdjup sedan år 1985 och sätter man dessa mot varandra visar det tydligt att antalet rastande sjöfåglar är starkt kopplat till siktdjupet i sjön (figur 13.12). Om samma analys görs med antalet

[10] Hansson L.-A., Brodersen J., Chapman B. B., Ekvall M. K., Hargeby A., Hulthén K., Nicolle A., Nilsson P.A., Skov C. & Brönmark C. (2013) A lake as a microcosm: reflections on developments in aquatic ecology. *Aquatic Ecology,* 47, 125-135.

referenslinjer med vattenväxter istället för siktdjup ser man en liknande trend men inte lika starkt (statistiskt) samband vilket beror på att det är betydligt färre år för vilka vi har både växt och fågeldata (figur 13.12).

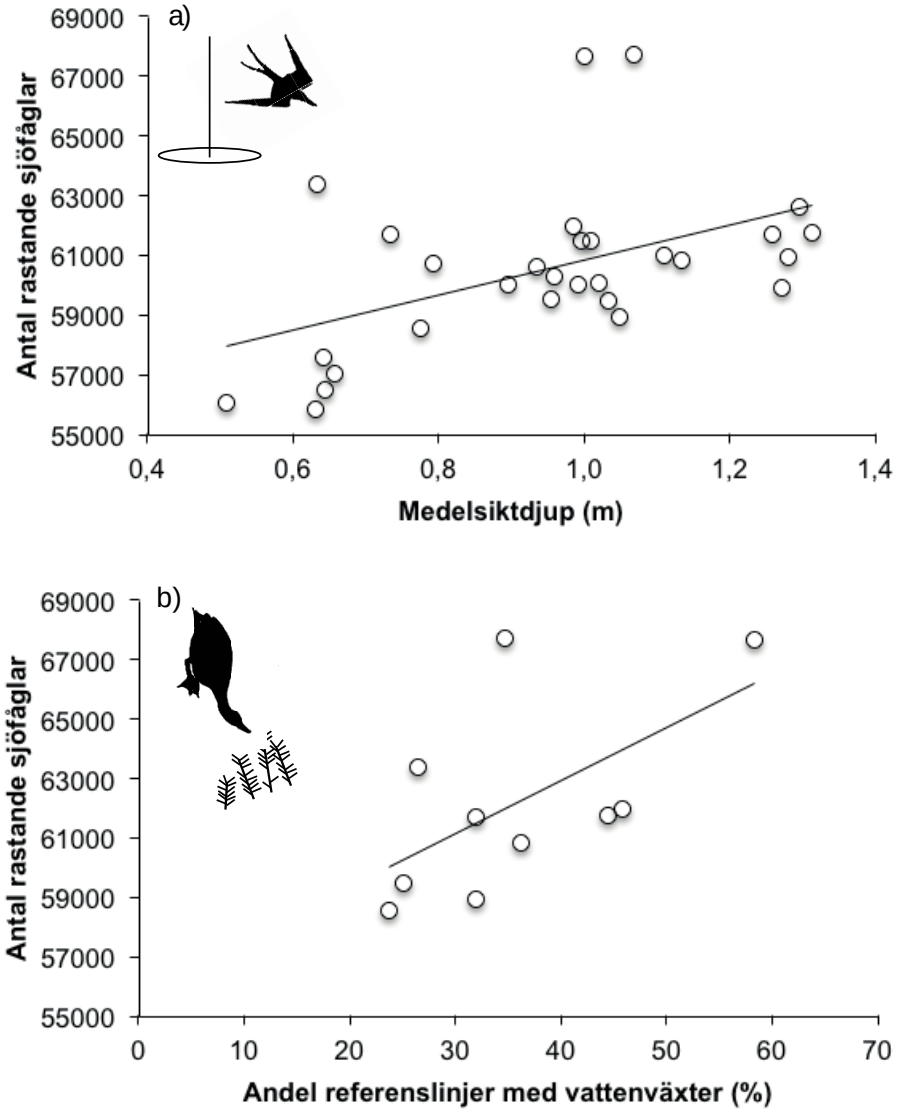


Figur 13.11: Antal rastande sjöfåglar (oberoende av art) under september och oktober i Ringsjöarna mellan 1968 till 2013. Notera att y-axeln inte utgår från noll och att fågel inte räknats 1974-1980. År med biomanipulering 1988-1992 samt 2005-.

Som slutsats kan man säga att de åtgärder som gjorts i sjön i och med biomanipulationen, vilka lett till mer vattenväxter, bottendjur och ett klarare vatten, även gynnat de rastande sjöfåglarna som årligen besöker Ringsjöarna. Detta gynnar inte bara sjön som ekosystem utan också andra aktiviteter runt sjön i forma av rekreation och fågelskådning.

Slutsatser

Slutligen kan man säga att när ovanstående biologiska parametrar läggs samman så tyder det mesta på att Ringsjön är på väg mot en bättre vattenkvalitet. Sjön har under de senare åren fått färre blågrönalger, större och effektivare djurplankton och mer vattenväxter – vilket allt tyder på att man är på väg i rätt riktning. Man kan också tydligt se att förändringarna inte händer snabbt utan det är en succesiv förändring som leder mot en klarare sjö. Detta, tillsammans med resultaten från den tidigare biomanipulationen på 1980-1990-talet, visar att det är viktigt att man fortsätter att biomanipulera tills man nått ett nytt stabilt läge där sjön hålls i vad som mer kan liknas vid ett klarvattenläge, dominerat av undervattensvegetation istället för växtplankton. Förutom åtgärderna i sjön är det också av största vikt att minska såväl den externa- som interna belastningen av näringsämnen till sjön (fosfor och kväve), vilka annars upprätthåller en hög algproduktion av bland annat giftiga blågrönalger. Men, med en kombination av fortsatt arbete, såväl i sjön som i dess avrinningsområde, kan vi redan nu fastslå att Ringsjön har förbättrats betydligt som ett resultat av åtgärderna och att framtiden ser ännu klarare ut.



Figur 13.12: Relationen mellan antalet rastande sjöfåglar och a) siktdjupet i Ringsjön sedan år 1985 och mellan b) rastande sjöfågel och siktdjup under 10 år. Ett ökande siktdjup lockar fler fåglar till sjön, troligen till följd av ökad födotillgång bland vattenväxterna. Notera att axlarna inte utgår från noll.

Kapitel 14: Intern och extern belastning i Ringsjön- var finns fosforn?

Av Per Nyström, Algae Be Gone!

Intern belastning

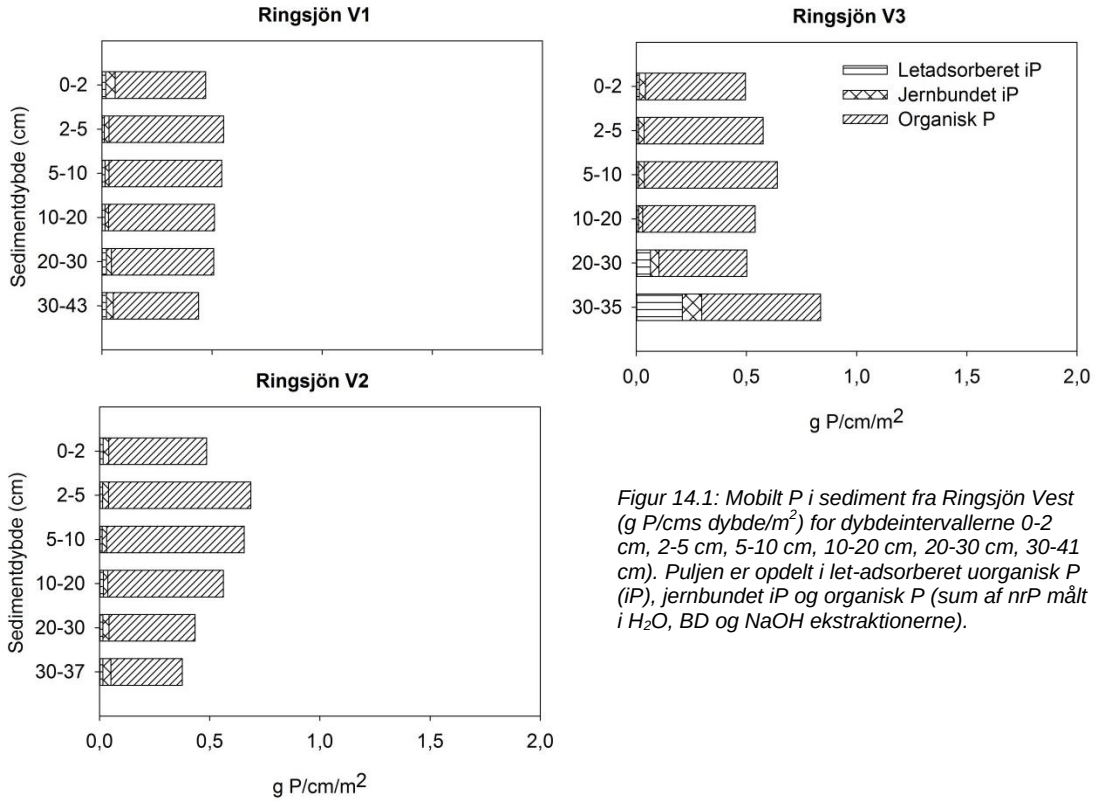
Från Ringsjöns sediment har det under många år läckt ut fosfor som bidragit till att gynna algerna i sjön, främst då blågrönalger under sensommaren. Som en del i arbetet med att få ett bättre underlag till att göra en fosforbalansen i Sjön har provtagningar av sediment genomförts under 2013. Charlotte Jørgensen, Henning S. Jensen, Frede Østergaard Andersen från Syddansk Universitet,Center for Sørestaurering (CLEAR) har sammanställt resultaten från sedimentproverna (som för Sjælsø finns ikluderade i Kapitel 7). Nedan redovisas ett utdrag ur deras rapport som fritt tagits ur sitt sammanhang, och enbart redovisar resultaten för Ringsjön. Efter detta finns en kort sammanfattning som är min egen och där en karta gjord i GIS visar på en översikt hur det kan se ut i Rinsgjön med avsende på den maximala mängden rörlig fosfor som finns i sjön. Kartan är baserad på de data som finns redovisade i rapporten av CLEAR.

Beregningerne i denne rapport er foretaget på baggrund af prøvetagninger og analysearbejde udført af AlControl. Der blev taget uforstyrrede sedimentkerner på 10 stationer i Ringsjön (tabel 14.1). Der blev foretaget en P-fraktionering på kernerne, som kan bruges til at beregne størrelsen af den mobile P-pulje. Denne pulje består af letadsorberet P, jernbundet P og non-reaktivt P (organisk P plus pyro- og polyfosfater). I Ringsjön er opsat to beregninger. En maksimumsberegning, der medtager hele puljen af nrP ned til 5 cm dybde i sedimentet i beregningen af den mobile P-pulje og en minimumsberegning, som kun medtager 25 % af nrP i 0-5 cm dybde. nrP aflejringen ser ud til at være relativ konstant med sedimentdybden, mens aflejringen af jernbundet P og letadsorberet P er mindre stabile.

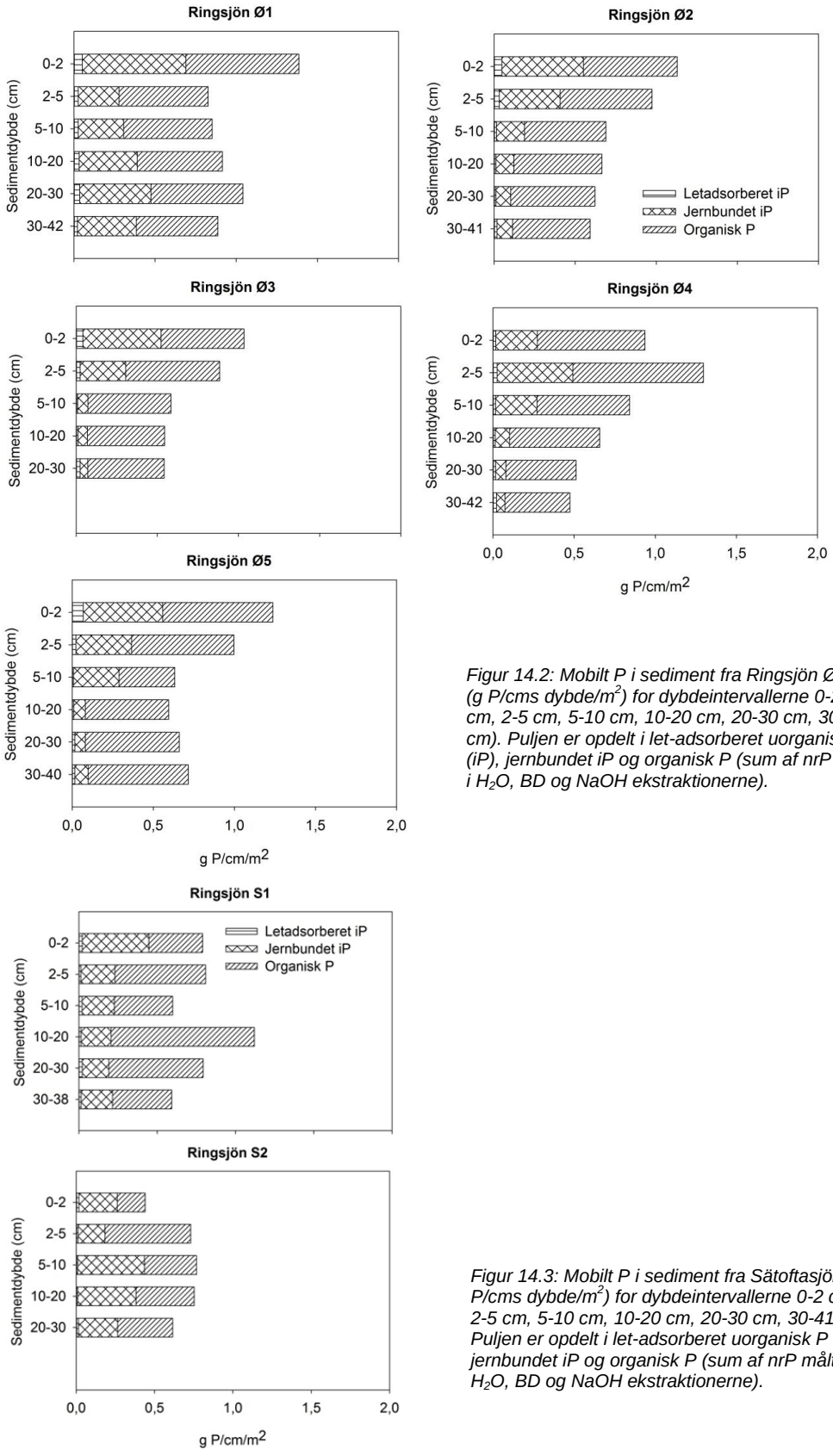
Tabel 14.1: Stationer, dybder og arealer for Ringsjön (V = västra, ø = östra, S = Sätofta). Total akkumuleringsbund (hektar) = 1526.

Station	Placering (UTM X/Y)	Dybde (m)	Dybdeinterval (m)	Areal tillhørende stationen (hektar)
V1	405,139/6,194,491	5,8	>4	142,6
V2	404,424/6,195,969	5	>4	89,7
V3	403,217/6,196,043	3,5	3-4	256,8
Ø1	410,291/6,193,671	11,4	5-16,5	52,5
Ø2	409,308/6,191,746	16,5	10-16,5	188,7
Ø3	406,672/6,192,717	6,6	5-10	229,4
Ø4	407,813/6,190,417	7,1	5-10	229,4
Ø5	409,777/6,190,380	10,5	5-10	229,4
S1	409,571/6,195,003	18,3	5-17,5	32,7
S2	408,822/6,195,566	3,6	3-5	75,0

Fosforpuljefraktioneringen viste, at søens vestlige del indeholdt meget lidt jernbundet P mens søens øvrige dele, specielt den østlige del, havde et væsentligt indhold af jernbundet P (figur 14.1-14.3). Sedimentet på alle stationer indeholdt en stor pulje af nrP, som dog er relativt konstant med dybden og det maksimale fald i koncentrationen af nrP under 5 cm dybde er 26 % (beregnet som en middelværdi af ændringen per cm i forhold til overfladesedimentet 0-2 cm). Det tyder altså på, at omsætningen af nrP er langsom og ufuldstændig. Vi har derfor opstillet to estimater for størrelsen af den mobile P-pulje: Et maksimumestimat, som medregner hele puljen af nrP i de øverste 5 cm til puljen af mobilt P og et minimumestimat, som kun medregner 25 % af nrP i de øverste 5 cm. I begge beregninger medregnes jernbundet P og let adsorberet P til en dybde på 10 cm med undtagelse af station Ø1, hvor mængden i 10-20 cm også medregnes. På dette grundlag blev den mobile P pulje beregnet til henholdsvis 80,8 og 47,8 tons P. I situationen, hvor det antages, at hele nrP puljen er mobil vil søens bindingskapacitet være overskredet både i en vinter- og en sommersituation. Antages det at kun 25 % af nrP puljen er mobil vil bindingskapaciteten i en vintersituation være tilstrækkelig i den vestlige del af søen, mens den stadig er overskredet i søens øvrige dele. I en sommersituation vil den være overskredet i hele søen.



Figur 14.1: Mobilt P i sediment fra Ringsjön Vest (g P/cms dybde/m^2) for dybdeintervallerne 0-2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-41 cm). Puljen er opdelt i let-adsorberet uorganisk P (iP), jernbundet iP og organisk P (sum af nrP målt i H_2O, BD og NaOH ekstraktionerne).

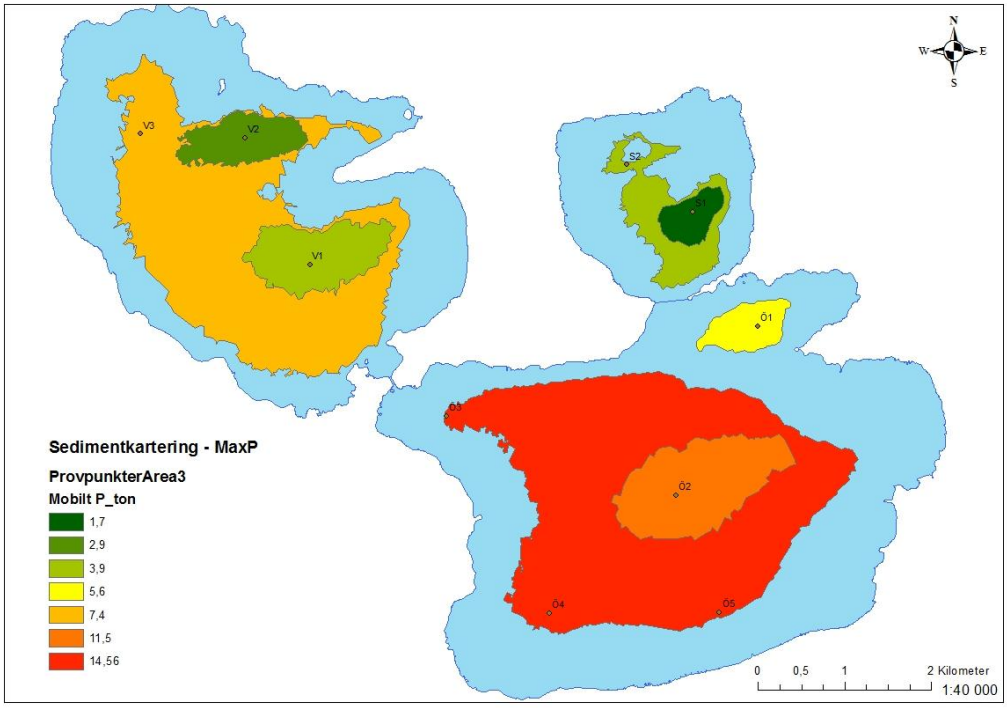


Figur 14.2: Mobilt P i sediment fra Ringsjön Øst (g P/cms dybde/m^2) for dybdeintervallerne 0-2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-41 cm). Puljen er opdelt i let-adsorberet uorganisk P (iP), jernbundet iP og organisk P (sum af nrP målt i H_2O, BD og NaOH ekstraktionerne).

Figur 14.3: Mobilt P i sediment fra Sätoftasjön (g P/cms dybde/m^2) for dybdeintervallerne 0-2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-41 cm). Puljen er opdelt i let-adsorberet uorganisk P (iP), jernbundet iP og organisk P (sum af nrP målt i H_2O, BD og NaOH ekstraktionerne).

Sammanfattning

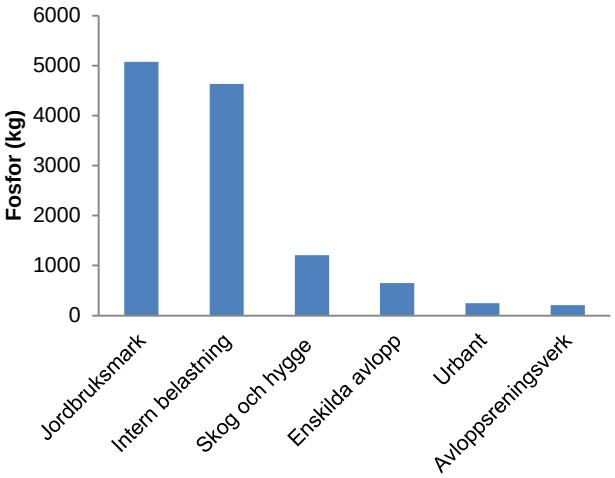
Den största poolen av mobilt fosfor verkar finnas på bottnarna i Östra Ringsön (figur 14.4). Här mynnar också Hörbyån som står för det största årliga tillskottet av externt fosfor (ca 2,3 ton av totalt 5,6 ton år 2012 enligt recipientkontrollen).



Figur 14.4: Visualisering av den mobila poolen av fosfor i Ringssjöns sediment baserat på provtagningar vintern 2013 och data presenterade av CLEAR.

Extern belastning

Enligt beräkningar från SMHI sker tillförsel av fosfor till Ringsjöns vattemassa huvudsakligen via internbelastning och via extern tillförsel via vattendrag belägna i jordbruksområden (figur 14.5).



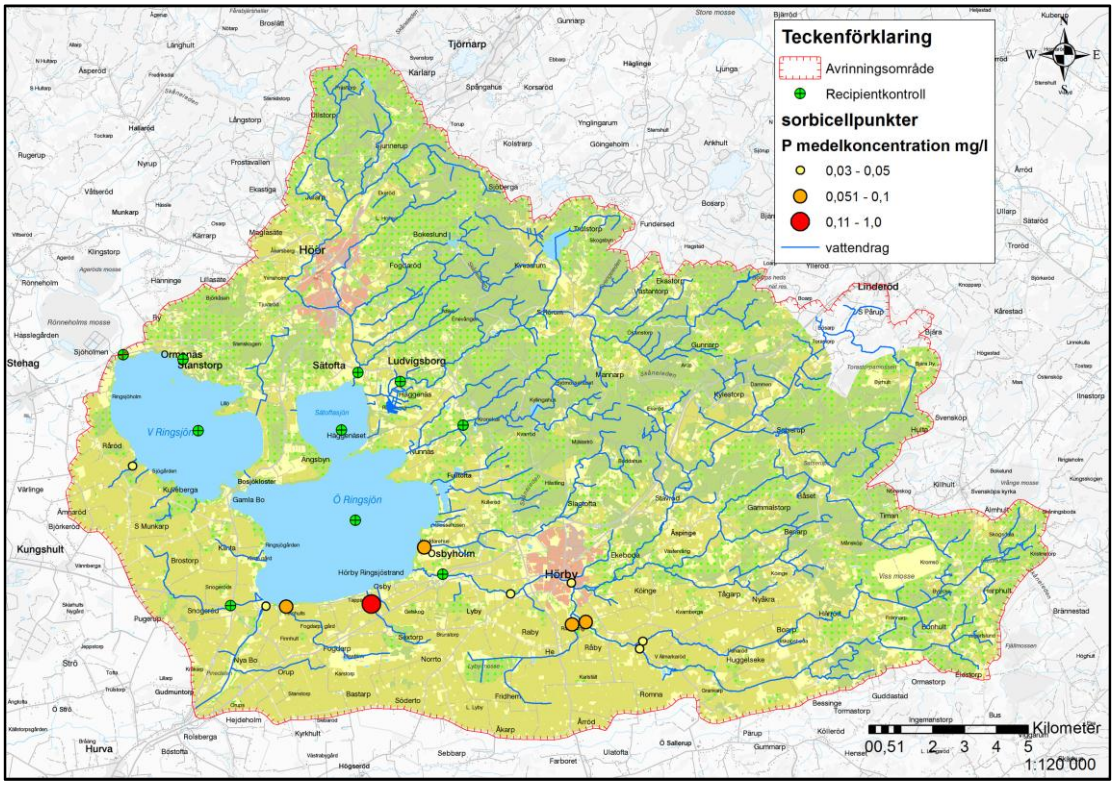
Figur 14.5: Årlig fosforbelastning på Ringsjön från olika källor. Figuren baseras på beräkningar från SMHI (2014), och mer informtion finns i Anna Petterssons examensarbete (Bilaga 4.)

Ringsjöns avrinningsområde är förhållandevis stort med ca 40 mil vattendrag. Inom recipientkontrollen provtas (år 2013) sju punkter månadsvis i större tillrinnande vattendrag (Snogerödsbäcken, Höörsån, Kvesarumsån, Nunnasbäcken och Hörbyån = tre punkter), liksom varje delsjö och Ringsjöns utlopp) (figur 14.6). En utmaning är att hitta en kostnadseffektiv metod som identifierar de största källorna till fosforläckage/utsläpp. Vi har använt en kombination av flera olika mätmetoder vars resultat sedan har visualiserats i GIS (se Kapitel 4), en del av arbetet har genomförts som examensarbete i miljövetenskap vid Lunds universitet (Anna Olsson och Anna Pettersson, Bilagorna 4-5):

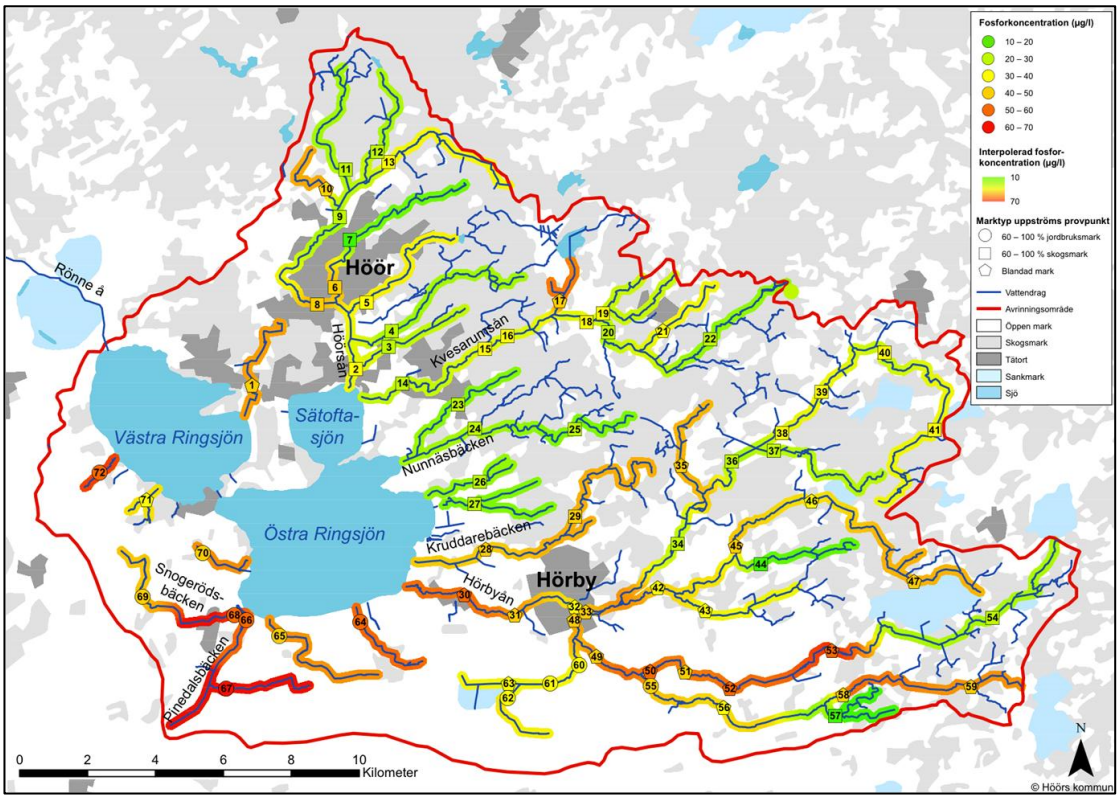
- Resultat av recipientkontrollmätningar
- Sorbicell för källspårning i vattendrag med okänd status och för att hitta punkter längs det största tillflödet (Hörbyån)
- Grumlighetsmätningar vid högflöden för att hitta de viktigaste områdena för transport av partikulärt bundet fosfor
- Biotopkartering av ”misstänkta vattendrag” och Hörbyån i synnerhet

Resultaten från Sorbicellmätningarna (ett års sammanhängande mätningar med start i februari 2013) visar att det finns några mindre tillflöden med höga koncentrationer av fosfor, men också på sträckor i Hörbyån som har höga koncentrationer (uppströms, figur 14.6). För att få en överblick över hela avrinningsorådet gjordes en utvärdering av om det är möjligt att istället för dyrare fosforanalyser använda grumlighetsmätningar som komplement. Det fanns samband mellan grumlighet och totalfosfor i två olika typer av vattendrag, det skogsdominerade Kvesasrumsån och den jordbruksdominerade Hörbyån. Bakgrundsnivån var dock lägre i Kvesarumsån. Prover togs sedan på grumlighet i hela Ringsjöns avrinningsområde (72 punkter). Genom att sedan i GIS modellera hur fosforsituationen ser ut med hänsyn till typen av vattendrag (skogs- eller jordbruksdominerande markanvändning) får vi fram ett tydligt mönster. Högst koncentrationer av fosfor har vi i områdena dominerade med jordbruksmark, och även där Sorbicellmätningarna visade på höga koncentrationer, figur 14.7).

Vidare visar mätningarna i Hörbyån att det finns några lokaler uppströms som också bidrar med mycket fosfor (figur 14.6). Kartering och utvärdering av Hörbyån (viktning av olika riskfaktorer i fält som åkermark, skyddszon, rätade sträckor etc) visar på att detta delavrinningsområde till 33 % består av åkerareal men också att bara 23 % av de kontrollerade punkterna längs ån med åker hade väl fungerande skyddszoner (minst 10 m breda) . Sammanfattningsvis visar karteringen att i områdena som hade en hög fosforkoncentration enligt Sorbicellmätningarna också att det finns många högriskområden, dvs mycket åkermark, få skyddszoner, rätade sträckor av vattendraget samt lera som dominerande jordart (figur 14.8). Sorbicellmätningarna verkar fungera bättre i vattendrag som rinner till Ringsjön (mer strömt och större) jämfört med de som rinner till Sjælsø (se Kapitel 8-9 för jämförelse.



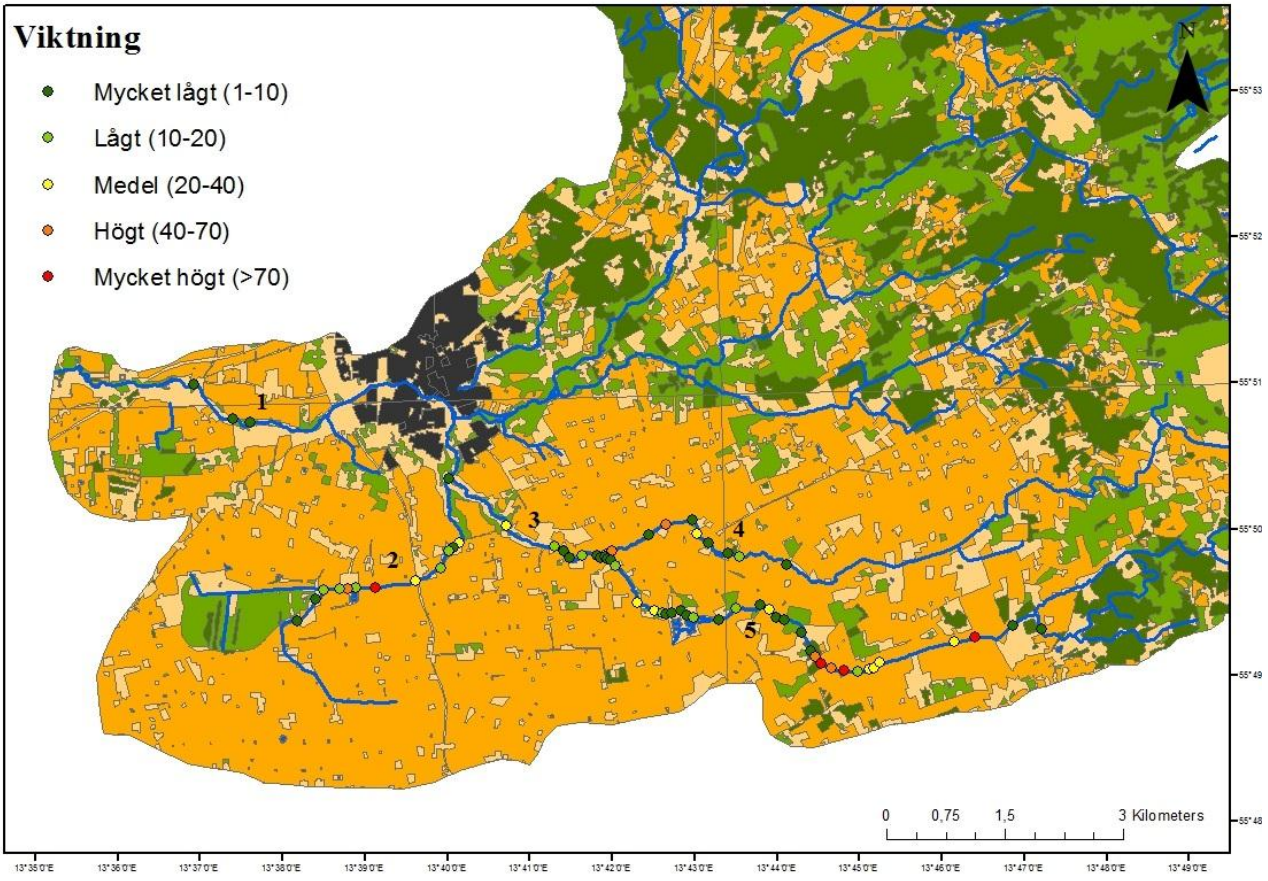
Figur 14.6: Ringsjöns avrinningsområde med provpunkter för vattenkemiska provtagningar inom miljökontrollprogrammet (månadsvisa). Resultat från Sorbiceller (totolfosfor) och deras pisitioner anges. Fosforkoncentrationerna är medelvärden för januari 2013 och ett år framåt. Bakgrundskartan visar markanvändningen och mörkare partier utgör skog (42 %) och de något ljusare partierna åkermarken (28 %).



Figur 14.7: Uppskattning av fosforkoncentrationer, baserat på turbiditetsmätningar, i Ringsjöns avrinningsområde under två dagar i december 2013. Färggraderingarna längs vattendragen är interpolerade utifrån uppmätt predikterad fosforkoncentration vid provpunkterna (från Anna Petterssons examensrabete, Bilaga 4).

Sammanfattning extern och intern belastning

Sammanfattningsvis har vi med hjälp av olika verktyg identifierat områden som troligtvis starkt bidrar till övergödningssituationen i Ringsjön, både externa och interna källor. Med tanke på transporterna av fosfor är vidare arbeten i Hörbyån särskilt angelägna, inte minst med åtgärdsarbeten uppströms i form av skyddszoner, våtmarker och restaurering av uträtade vattendragssträckor i områden med jordbruksmark. Tillsynskontroller av enskilda avloppsanläggningar bör också prioriteras och sammanvägas med annan information.



Figur 14.8: Karta över viktningsresultatet vid kartering av Hörbyån. Flest högriskområden för läckage av fosfor finns uppströms inom sträcka fem (från examensarbete av Anna Olsson, Bilaga 5).

Ordbog

Species	Svenska	Dansk
Abramis brama	Braxen	Brasen
Acerina cernua	Gärs	Hork
Alburnus alburnus	Löja	Løje
Carassius carassius	Ruda	Karusse
Cyprinus carpio	Karp	Skælkarpe
Esox lucius	Gädda	Gedde
Gasterosteus aculeatus	Storspigg	Trepigget hundestejle
Leucaspius delineatus	Groplöja	Regnløje
Leuciscus leuciscus	Stäm	Strømskalle
Osmerus eperlanus	Nors	Smelt
Pungitius pungitius	Småspigg	Nipigget hundestejle
Perca fluviatilis	Abborre	Aborre
Rutilus rutilus	Mört	Skalle
Sander lucioperca	Gös	Sandart
Scardinius erythrophthalmus	Sarv	Rudskalle
Tinca tinca	Sutare	Suder

Algae Be Gone! - er et dansk svensk samarbejde med fokus på genoprettelse af den biologiske balance i søerne Sjælsø og Ringsjön. Projektet er et så kaldt grænseregionalt EU Interreg IVA program. Med i projektet er tre svenske og tre danske kommuner, samt en række forskere.

Næringsstofudledningen til vores søer er den primære årsag til forskydning af den biologiske balance. Eutrofe søer er kendetegnet ved at have kraftige algeopblomstringer, lav sigtdybde, manglende undervandsbevoksning og fiskesamfund domineret hovedsageligt af brasen og skalle. I årtier har man med vekslende succes forsøgt at vende udviklingen ved forskellige tiltag og restaureringsmetoder.

I denne håndbog deles erfaringer og viden om sørestaurering på tværs af landegrænser og interesser i Algae Be Gone projektet.

Læs mere på www.algaebegone.eu

ALLERØD KOMMUNE

HØRSHOLM KOMMUNE

RUDERSDAL KOMMUNE

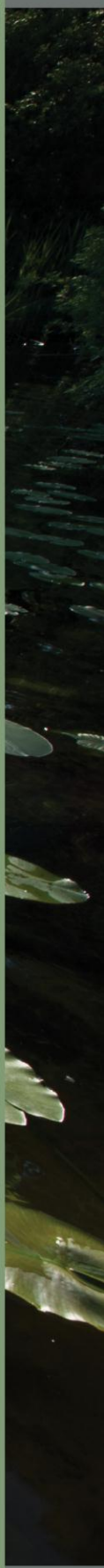
HÖRBY KOMMUN

ESLÖVS KOMMUN

Höörs kommun

SYDVATTEN

LUNDS UNIVERSITET



Bilag 1: Biomanipulation efficiency – evaluation of fishing efforts in Lake Ringsjön

Av Ioana Custelcean, Christopher Hampton, Mikael Thörn & Gustaf Ugge, Lund university, BIOR66 Water management, 2014

Abstract

Lake Ringsjön in the south of Sweden is an example of a eutrophic lake, in which cyprinids (roach, *Rutilus rutilus*, and bream, *Abramis brama*) have been removed by trawling in order to increase water transparency and reduce the negative effects of eutrophication. This method is known as biomanipulation, and the goal has been to reduce the cyprinid population by 80-90%. The purpose of this report is to evaluate the biomanipulation measures in Lake Ringsjön, with regards to catch efficiency, bycatches and fish migratory patterns. During the period 2005-2013, the total catch of cyprinids decreased by 26.2%, whereas the catch per unit effort decreased by 35.9%. Cyprinid biomass density could be estimated for the western basin of Lake Ringsjön, and was determined to have decreased by 69.6% in 2012, from 227 kg/Ha to 69.2 kg/Ha. The decrease in biomass density was not estimated for the eastern basin, but was believed to be lower than in the western basin. Furthermore, the relative bycatch, expressed as individuals per kg cyprinid, was highest in the eastern basin, as it appears mainly due to a high bycatch of perch. Also, fish seemed to migrate from the western to the eastern basin, but not in the opposite direction, suggesting that essential conditions potentially differ between the basins.

In conclusion, our recommendation is that fish migration should be further investigated within Lake Ringsjön, including species such as perch. Furthermore, fishing efficiency could potentially be improved by trying the use of techniques such as purse seines and push-up traps.

Introduction

Eutrophication

A serious global issue for freshwater ecosystems is the high nutrient input resulting from e.g. sewage and agricultural runoff. A high nutrient availability, mainly of phosphorous, is beneficial for algae and can result in (toxic) algal blooms. This can in turn shift the stable states of the lake, from a clear water state dominated by macrophytes towards a turbid state dominated by algae. The water transparency (as determined by Secchi depth) and overall diversity in the ecosystem is negatively affected by this shift. Furthermore, the fish community structure will be affected, shifting towards more planktivorous and benthivorous fish. In Scania, Sweden, the most common cyprinid species are bream, *Abramis brama*, and roach, *Rutilus rutilus* (figure 1). These fish species benefit from more turbid waters and feed on zooplankton and benthic organisms. By stirring up the sediment, nutrient availability and algal bloom potential are increased, further increasing the negative effects of eutrophication in the lakes. Removal of these fish species, a method called biomanipulation, has therefore been a management tool for bringing back the clear-water, macrophyte state and diminishing the eutrophication.

Figure 1: Bream (Abramis brama) and roach (Rutilus rutilus) (not to scale).

Biomanipulation

As early as in the 1970s, biomanipulation was suggested as a measure to reduce phosphorus levels within the water and then to manage the phytoplankton population through increased grazing of zooplankton and trophic interactions (Bergman et al., 1999). An example of a first successful biomanipulation is lake Finjasjön, a lake in Northern Scania which started to show signs of eutrophication in the 1950s, and from 1975 the lake suffered from blooms of the blue-green *Microcystis* algae every summer. After an unsuccessful approach based on dredging costing 50 million SEK, a combined approach involving external phosphorus loading reduction and biomanipulation by fishing cyprinids was adopted in 1992. By 1994, after a year and a half of intensive fishing, the cyprinid population had been reduced by 80%, some 430 000 kg of fish. The project proved the effectiveness of biomanipulation when in 1996 the lake had a Secchi depth of 2.1 m (it had previously been approximately 0.5 m), and could be considered one of the best lakes for swimming in the district. After returning to a clear water state, much of the lost vegetation, water birds and tourists returned. This was achieved at a fraction of the price of the unsuccessful dredging approach, costing 5 million SEK for the biomanipulation and a further 3 million SEK for the equipment, much of which could be resold (Hässleholm municipality, 1996).

Lake Ringsjön

Lake Ringsjön is a 40 km^2 lake situated in the central region of Scania, Sweden. It has a mean depth of 4.7 m and consists of three basins; the western basin, the eastern basin and the Sätofta basin (figure 2), which make up 37%, 52% and 11% of the lake surface area, respectively. The land use in the catchment area is dominated by agriculture and forestry, which in combination with insufficient sewage treatment has been identified as a cause for eutrophication (Hansson et al., 1999).

From September 1989 to July 1990, 100 000 kg of cyprinids were removed from the Sätofta basin, and in 1992, 120 000 kg cyprinid fish were removed from the western basin. At the same period, during the winter/spring in 1988, about 500 000 kg of fish were killed due to anoxic conditions in the eastern basin of Lake Ringsjön. The overall decrease in cyprinids was believed to cause the increase in water transparency that was observed during the period 1990-1996 (Hansson et al., 1999). However, positive effects of biomanipulation usually only last for 6-10 years, creating a need of repeating cyprinid removal actions (Søndergaard et al., 2008).

Currently, there is a biomanipulation project in progress in Lake Ringsjön. The project started in 2005, and between 2001 and 2014 this biomanipulation was a part of the Eu-project; Algae Be Gone! The aim was to improve the ecological state of the lake by decreasing the cyprinid fish population by 80-90% over two years and increasing the large perch population by 20% in three years (Nyström, 2014).

Aim and purpose

The aim of this study has been to evaluate and suggest potential improvements with respect to the efficiency of the biomanipulation actions that have been taken in Lake Ringsjön since 2005. One main focus has been estimating the percentage of the cyprinid population that has been removed since 2005. Additionally, this report aimed to quantify trawling bycatches and to evaluate inter-basin fish migration patterns, in order to assess trawling efficiency. Suggestions have been made of possible ways to minimize trawling bycatch and improve trawling efficiency.

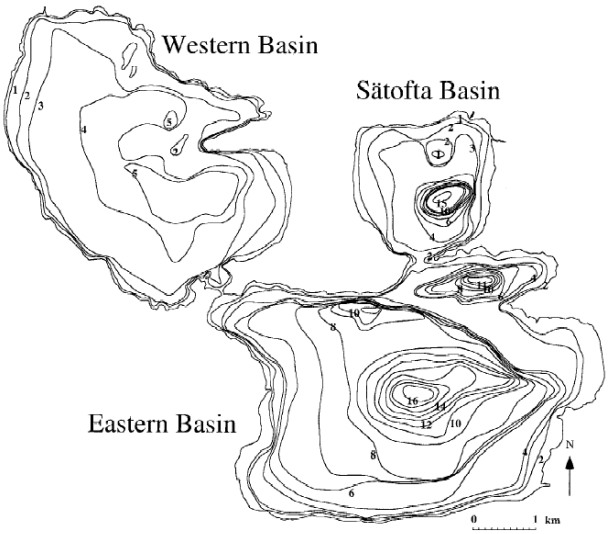


Figure 2: Lake Ringsjön and its three basins, the western, eastern and Sätofta basin. Depth contours are given. Source: Hansson et al., 1999.

Materials and methods

Materials

This entire project is based on data that was previously collected (2005-2014) and obtained from the Algae Be Gone! project of Lake Ringsjön. For evaluation and comparison of results, and for suggesting future measures, scientific literature was consulted, as well as information from similar projects.

Estimation of cyprinid biomass

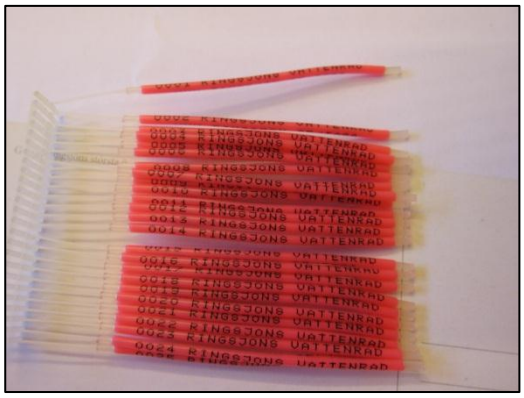
Calculations and estimations of cyprinid catch and cyprinid biomass were based on previously collected fishing data from Lake Ringsjön, for the period 2005-2013. Spring fishing data from years 2005-2008 and 2011-2012 were used to estimate the biomass of cyprinids in the western basin of Lake Ringsjön, using the Leslie model for estimation of population density (Leslie & Davis, 1939). In turn, this was used to determine the percentage decrease in cyprinid biomass during the biomanipulation.

Quantification of bycatches

Data on bycatches for the time period of 2013-2014 were used for estimating the relative bycatch in three different basins of Lake Ringsjön (the eastern and western basins as well as the Sätofta basin). Total and species-specific relative bycatch (individuals per kg cyprinid) were determined for each area.

Fish migration patterns

Data from 2013 on tagged fish (using external tags, see photo below) were used for estimating migration patterns of the Lake Ringsjön populations of bream (2050 tagged individuals), pike (155 tagged individuals) and pikeperch (637 tagged individuals). Based on the location of catch (Sätofta, east or west), fish were tagged with three different coloured tags. Upon re-catch (mostly during trawling), the location was noted. For each of the three species, the percentage of migratory fish was determined, including the direction of the migration (e.g. from western basin to eastern basin).



Results

Cyprinid biomass

During the years 2005-2013, the trend has been a decreasing cyprinid catch in both the eastern and the western basin of Lake Ringsjön (figure 3). The total catch has decreased from 105 255 kg in 2005 to 77 730 kg in 2013, corresponding to a 26.2% decrease. The 2013 catch from the western and eastern basins correspond to an 81.4% decrease since 2005 and a 400.2% increase since 2007, respectively (2005 catching data lacking for the eastern basin).

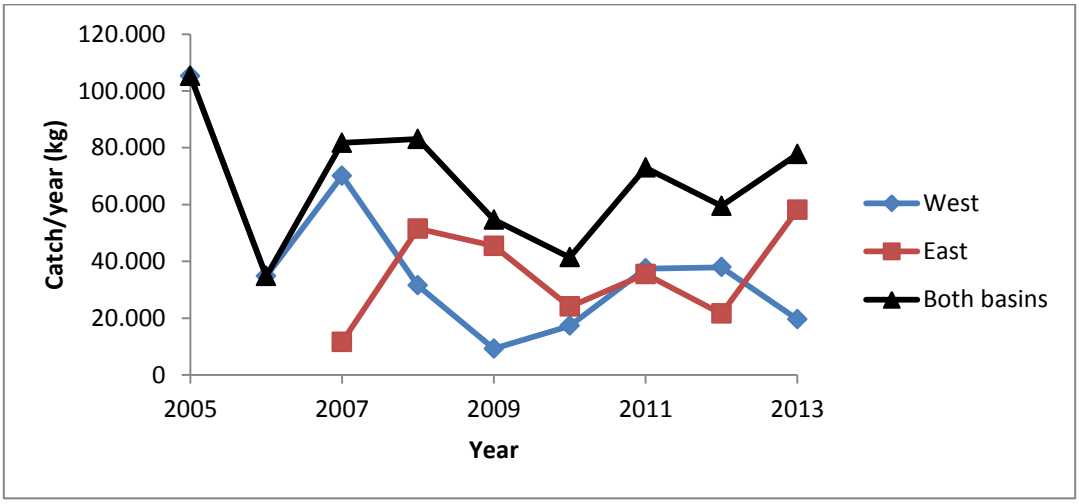


Figure 3: The annual cyprinid catch (kg) in the western (blue diamonds) and eastern (red squares) basin of Lake Ringsjön, and the total catch in both basins (black triangles). A negative trend is observed when the basins are considered individually and collectively.

When normalized by the amount of effort put into fishing (i.e. number of days), the total catch per unit effort (CPUE; kg cyprinids per day) in 2013 had decreased to 64.1% in both basins as compared to the initial catch (see Appendix). The CPUE of the western basin had decreased to 43.9%, whereas the CPUE of the eastern basin decreased to 72.9% during the same time period (see Appendix).

In the western basin of Lake Ringsjön, there has been an estimated 69.6% decrease in cyprinid population density from 2005 to 2012, from 227 kg/Ha to 69.2 kg/Ha (figure 4). The population's most dramatic drop in population density, a decrease by 87%, occurred after the first year. The population then remained relatively constant below 20% (45.4 kg/Ha) until 2011, after which it increased slightly.

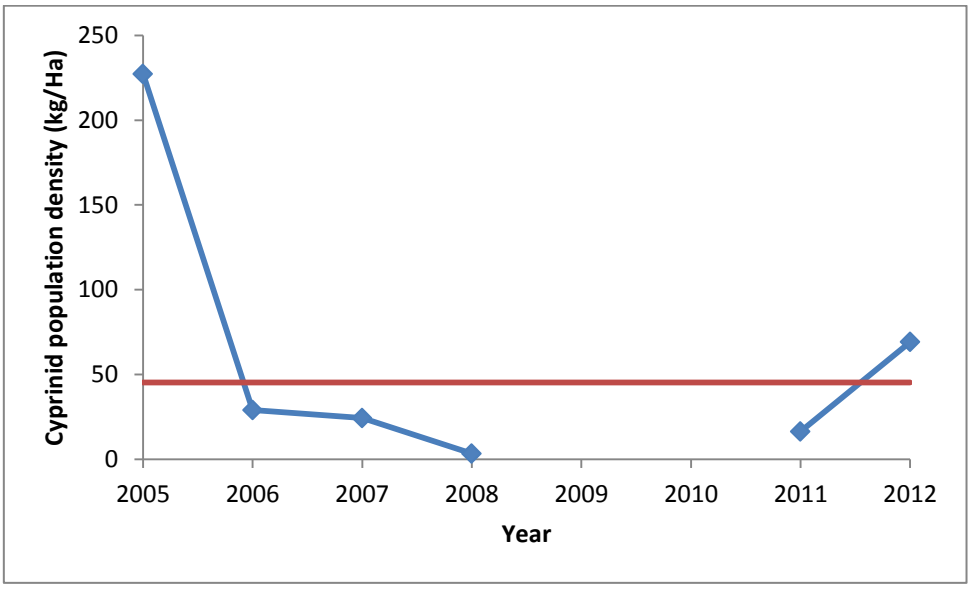


Figure 4: The estimated annual cyprinid population density (kg/Ha) in the western basin of Lake Ringsjön. The initial population density has been estimated to be that in 2005. The red line indicates the project target of 20% of the original population, equal to 45.4 kg/Ha.

Bycatches

The average bycatch was determined as the number of individuals of non-target fish species (mainly piscivorous fish) per kg cyprinids. The total average bycatch was highest in the eastern basin (approximately 1.5 individuals per kg cyprinid) as compared to the western basin (approximately 0.9 individuals per kg cyprinid) and Sätofta (approximately 0.4 individuals per kg cyprinid) (figure 5).

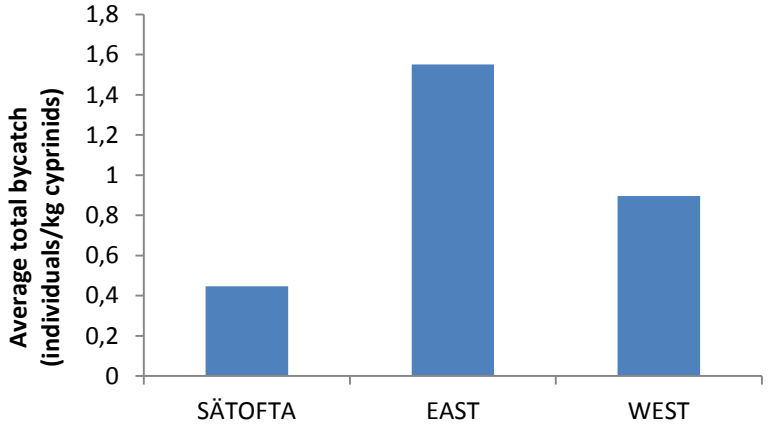


Figure 5: The average total bycatch (individuals/kg cyprinids) in 2013-2014, for the Sätofta basin, the eastern basin and the western basin of Lake Ringsjön.

The one species making up the highest bycatch in both the eastern and western basins was perch, while pikeperch was the highest bycatch in the Sätofta basin (figure 6). Eel bycatches were negligible for all three basins, whereas bycatches of coregonus fish (whitefish) were notable in the eastern and the western basins.

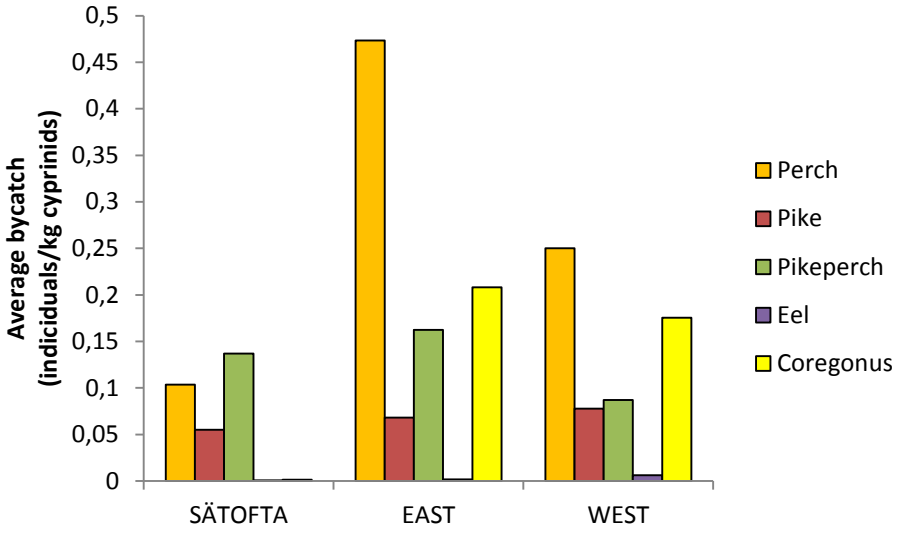


Figure 6: The average bycatch (individuals/kg cyprinids) of different species in Lake Ringsjön in 2013-2014. Lake Ringsjön has been subdivided into the Sätofta basin, the eastern basin and the western basin. The species presented are perch (orange), pike (red), pikeperch (green), eel (purple) and coregonus fish (yellow).

Fish migration

Overall, bream, pike and pikeperch populations showed a tendency to migrate from the western to the eastern basins, but no migration from the eastern to the western basin was recorded (figure 7 – 9).

75% of the bream population appeared to be non-migratory. 40% remained in the eastern basin, while 13% migrated from west to east and a net 2% migrated into Sätofta basin from the eastern basin (figure 7). The non-migratory bream population was relatively equally distributed between the eastern and western basins.

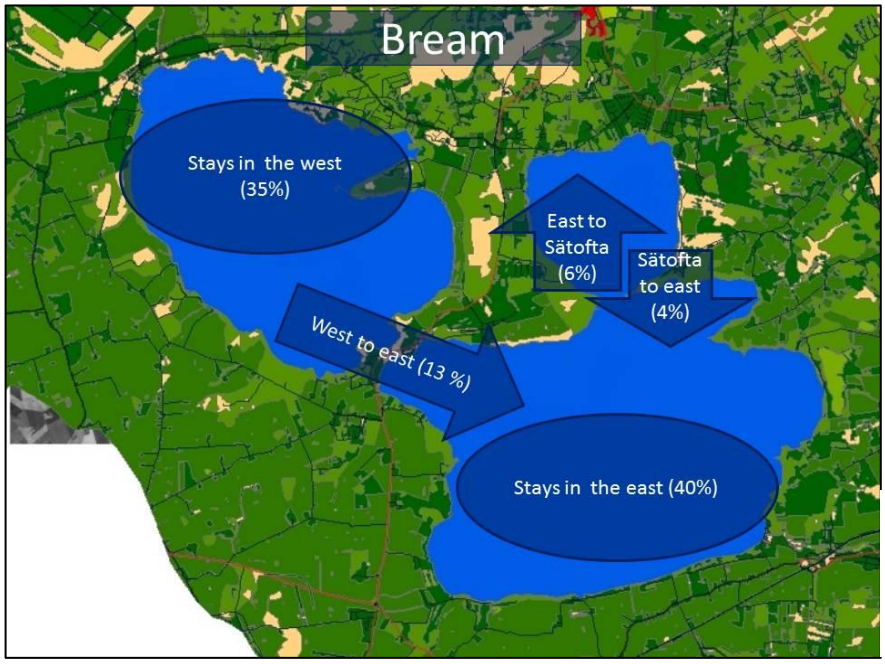


Figure 7: The migratory patterns (% of the tagged population that were recaptured) of bream in Lake Ringsjön. Individuals with unknown migratory behaviour (2%) are not presented.

77% of the pike population remained in the western basin and 15% in the eastern, with only 8% migration from the western to the eastern basin (figure 8). No migration was registered to or from the Sätofta basin.

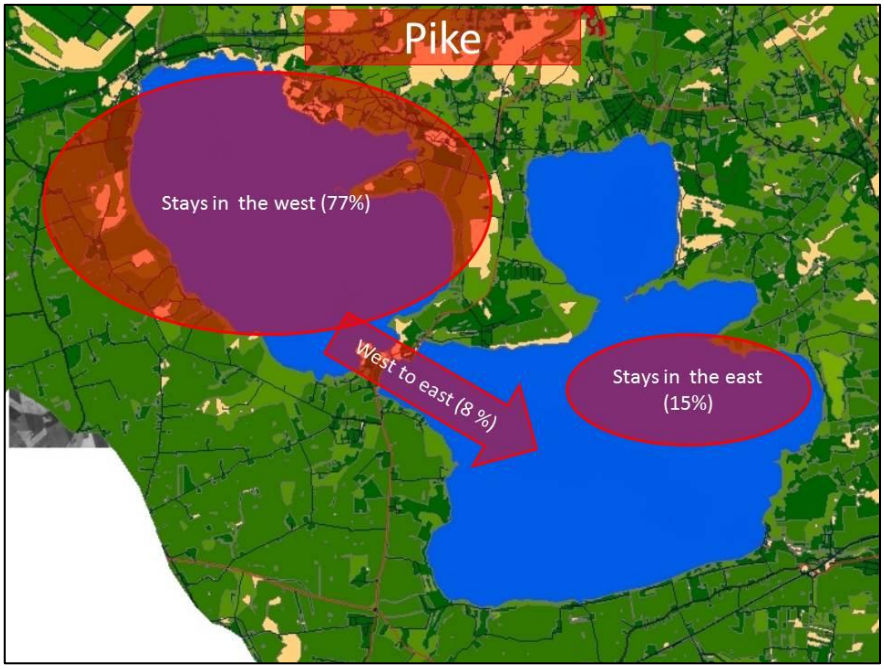


Figure 8: The migratory patterns (% of the tagged population that were recaptured) of pike in Lake Ringsjön.

Pikeperch was predominantly non-migratory (68%), mainly remaining in the eastern basin (38%) (figure 9). However, 28% of the population migrated from the western to the eastern basin.

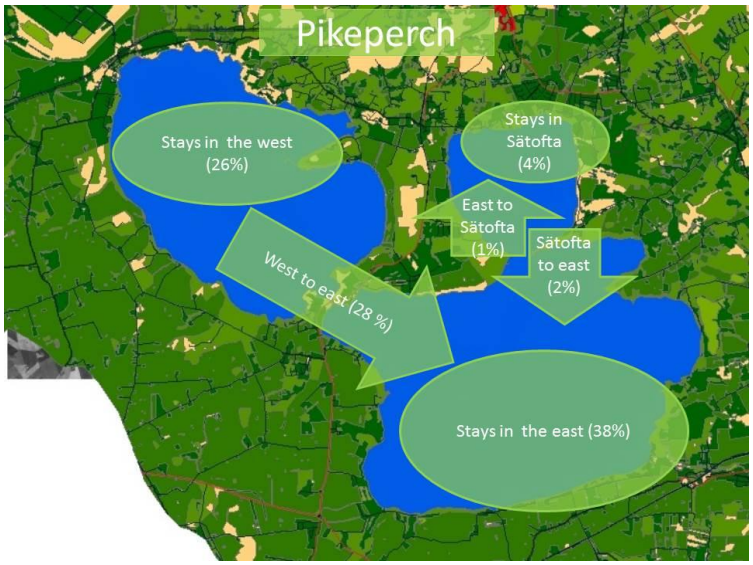


Figure 9: The migratory patterns (% of the tagged population that were recaptured) of pikeperch in Lake Ringsjön. Individuals with unknown migratory behaviour (1%) are not presented.

Discussion

Data analysis

Due to a lack of data for the eastern basin, cyprinid biomass density could only be estimated for the western basin. The 2012 cyprinid population density was estimated to 69.2 kg/Ha, which corresponds to a 69.6% decrease since 2005. Still, during the period 2006-2011, population densities had decreased by 80% or more, implying that biomanipulation actions were overall successful in reducing cyprinid populations in the western basin. The cyprinid biomass density in eutrophic lakes is usually around 200-400 kg per hectare (Nyström, pers. comm.), which is clearly above the estimated levels in the western basin. However, it may be impossible to successfully extrapolate these data and apply them to the entire lake. Both catch and CPUE had decreased more in the western basin than in the eastern, suggesting that relative population densities in the eastern basin may be higher, as compared to the initial density.

The average relative bycatch in the eastern basin of Lake Ringsjön was slightly above 1.5 individuals per kg cyprinids, which is notably higher than the bycatch in the western basin and the Sätofta basin (approximately 0.9 and 0.4 individuals per kg cyprinids, respectively). This high bycatch in the eastern basin mainly appeared to be due to high bycatch of perch (almost 0.5 individuals per kg cyprinid, as compared to approximately 0.25 and 0.1 individuals per kg cyprinid in the western basin and Sätofta, respectively). Apart from this factor, bycatch in the eastern basin did not appear to differ significantly from the other areas.

As discussed briefly above, there appears to be a substantial migration from the western to the eastern basin, but no migration in the opposite direction. It should be noted that this observation has not been statistically tested, and could be possibly due to loss of tags, insufficient re-catch in the western basin or other unforeseen factors. However, there could be crucial differences between the two habitats that create a driving force for migration towards the eastern basin.

The eastern basin is deeper compared to the western one (Hansson et al., 1999) with a higher secchi depth than the western basin. This could explain why there is no fish migration from the eastern to the western basin (Figure 7 – 9). On the other hand, if significant migration of bream occurs from the west to the east, this is one possible contributing explanation for the low population densities in the western basin. However, further investigations are needed before a conclusion can be drawn.

Suggestions for further measures

Purse seine

One possible method for increasing biomanipulation efficiency could be fishing using a purse seine, a method that allows for a large area to be fished in a short time. When collecting the catch, fish can be sorted so that piscivorous fish are released and planktivorous fish are kept. Different types of seines have been used for biomanipulation purposes in the Netherlands, Germany and the UK, and are considered to be a more efficient technique than trawling. Furthermore, it does not need to be conducted over several years in order to reach the goals of removal, since cyprinid removal is faster. Also, resuspension of sediments is reduced in comparison to bottom trawling (FAO, 2001).

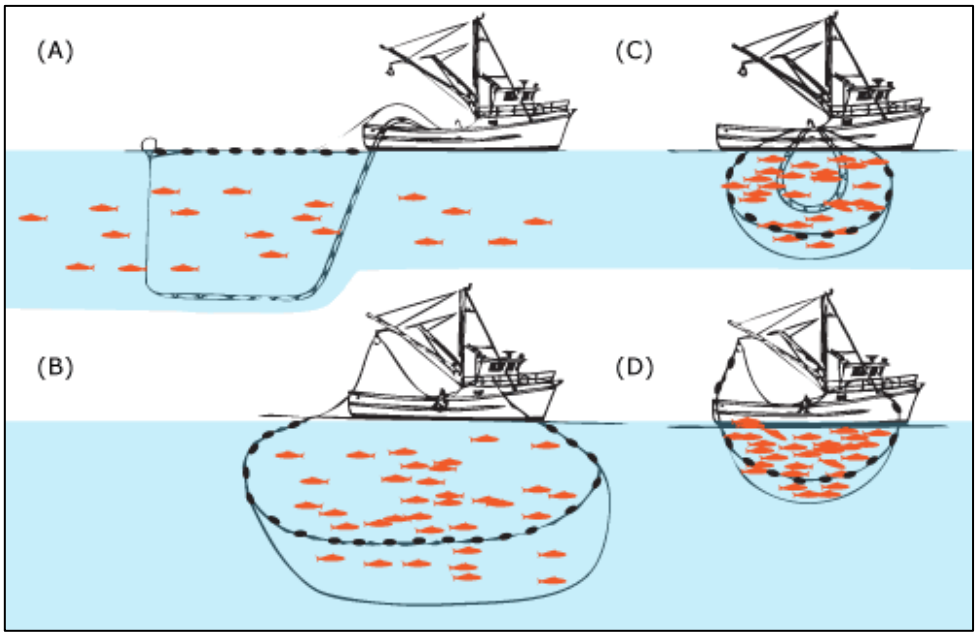


Figure 10: Illustration of the function of a purse seine. The net is set in an area where fish are present (A), forming a circle around the fish (B). The bottom is winched in (C) so that the net forms a purse (D), from which fish can be collected.Source: http://www.montereyfish.com/media/images/desktop/methods/purse_seining.gif

A negative effect by using this method can be increased stress of piscivorous fish, caused by bycatches. Although these fish can be sorted out and released, long handling times could potentially increase stress and cause negative effects on piscivores (Cooke et al., 2001).

Push-up traps

A second suggestion is trying push-up/stationary traps (figure 11), which could be placed in the canal between the western and eastern basins. The opening should face the western basin due to the relatively high bream migration (13%) from the west to the east. A push-up trap captures live fish, so piscivorous fish can easily be handled and released. Different mesh sizes and selectivities have been tested with this trap, but not for the purpose of biomanipulation (Lundin et al., 2011).

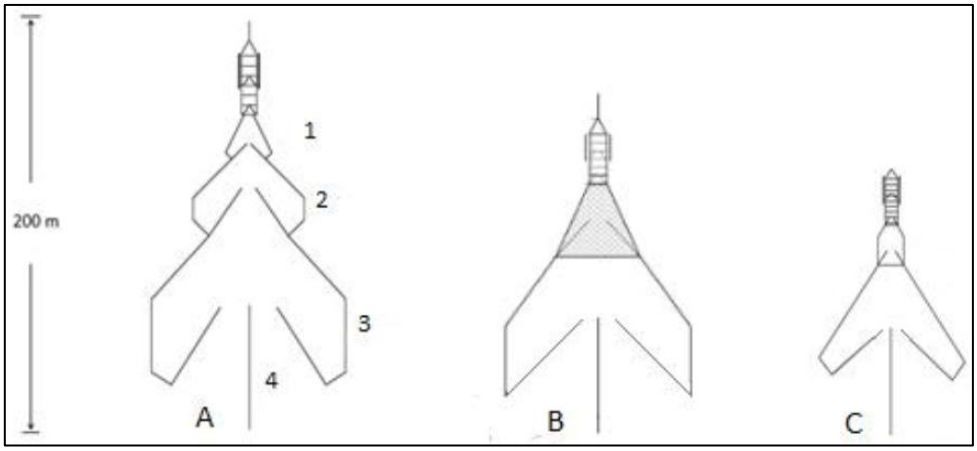


Figure 11: Different push-up/stationary traps (above view). A salmon/whitefish trap (A), a herring trap (B) and a perch trap (C). Source: Lundin et al. (2011).

A negative effect is that boats potentially can be hindered from crossing the canal. However, this issue should be possible to solve by proper planning. Additionally, the nets should be checked regularly, as fish mortality increases with duration of the net-set as was shown with northern pike bycatch (Colotelo et al., 2013).

Methods for reducing the recruitment of cyprinid fish

a) Denying access to optimal spawning areas

In order to accelerate the biomanipulation process, the reproduction of the cyprinids should also be inhibited as much as possible. The effort should be focused on larger individuals, as they have offspring with greater survivability (Birkeland & Dayton, 2005). Large bream prefer to spawn in areas with reeds, and using this knowledge we propose that putting a net all around optimal spawning areas may help to reduce reproduction rates. A net encompassing the entire area from the lake bottom to the surface all around the area should be laid, with no gaps if possible, to prevent the larger bream entering. A mesh size of around 10 cm is recommended, as to not inhibit other natural migrations and minimise the effect on other processes, while still preventing large bream from entering the optimal areas. However, roach and small bream may still be able to enter these areas and reproduce. To counteract this, some large piscivorous fish (of similar size to prevent them preying on each other) should be introduced into the netted area. The best source of these individuals would be the bycatch from the normal trawling activity, where they would be placed in a water tank instead of being thrown back, transported to the netted area and placed inside. This technique would not be enough on its own, but it may help to speed up the biomanipulation process and hasten the restoration of the lake. It should be noted that no evidence was found suggesting that this technique has been used before, and as such its efficiency and consequences have yet to be assessed.

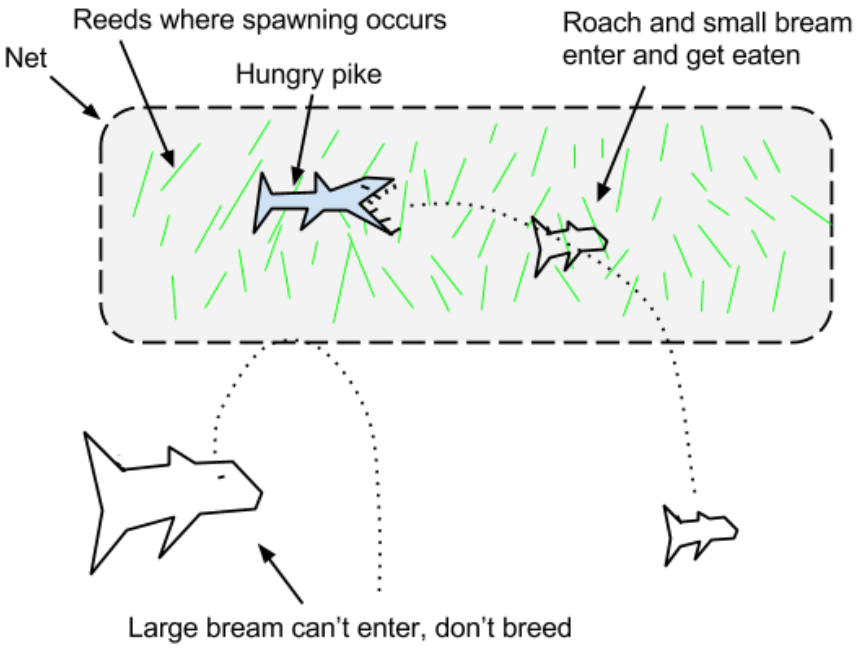


Figure 12: Picture to show the optimum spawning-area denial approach described above, with a pike as the example of the piscivore. In practice, multiple piscivores would be necessary, and should be of similar size in order to prevent cannibalism.

b) Reducing the survivability of roach and bream eggs

Bream and roach often spawn in shallow, reed covered areas of the lake and lay their eggs in May-June (Diamond, 1985). One way to reduce the offspring produced would be to enclose the spawning area and make it anoxic after the spawning in July. As the eggs are sensitive to hypoxic conditions (Breitburg, 2002) they will not survive and the cyprinid population will possibly diminish. Although seemingly counterproductive, phosphorous would be a good substance to achieve this effect, as it is naturally occurring and achieves the desired effect. Although causing a short term increase to the eutrophication problem in a small, isolated spot, the long term benefits of less cyprinids may outweigh the short term harm. Use of poisons such as cyanide would also kill the eggs, but we believe this to be a high risk strategy. This method should be used in combination with the other already used biomanipulation methods.

Conclusions

Overall, the results obtained from the biomanipulation project show mixed results. Cyprinid catch per year appears to be decreasing in the western basin, but increasing in the eastern basins. However, estimation of cyprinid population density within the western basin indicates a slight increase in cyprinid population during 2012. It is difficult to extrapolate these results to the entire lake, in order to determine whether the cyprinid fish population is increasing or decreasing throughout Lake Ringsjön. The cyprinid biomass density in the eastern basin was not estimated, but it appears that it has decreased less than that the biomass density in the western basin. Thus we recommend that further measurements be carried out in order to assess the current cyprinid population.

The bycatch was relatively high in all three basins, especially for perch. Since re-catch data are lacking for this species, we recommend that perch migration should be further studied in order to further decrease this bycatch. Fish migration may be an important factor affecting cyprinid fishing, and in order to improve biomanipulation efficiency, fish migration monitoring should continue for the foreseeable future. Furthermore, we recommend using either purse-seines or push-up traps to reduce bycatch of piscivorous fish, and trying new methods for reducing cyprinid fish recruitment.

Appendix

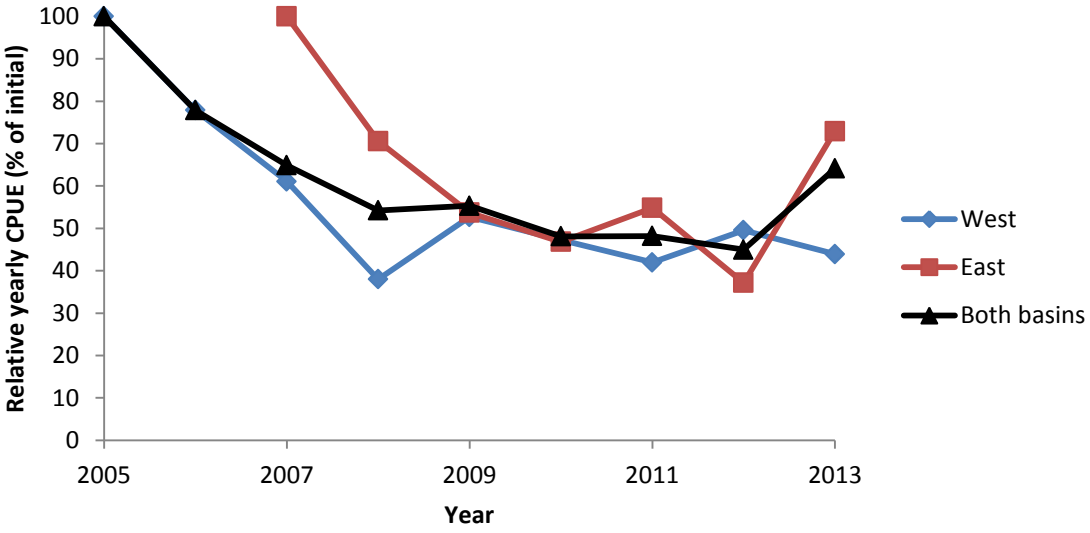


Figure 13: The annual catch per unit effort (% of initial) in the western (blue diamonds) and eastern (red squares) basin of Lake Ringsjön, and catch in both basins (black triangles). A general negative trend is observed when the basins are considered both individually and collectively.

References

Bergman, E., Hansson, L.A., Andersson, G. 1999. *Biomanipulation in a theoretical and historical perspective*. Hydrobiologia **404**, 53-58.

Birkeland, C., Dayton. P., 2005. *The importance in fishery management of leaving the big ones*. Trends Ecol. Evol. **20**(7), 356-358.

Breitburg, D., 2002. *Effects of hypoxia, and the balance between hypoxia and enrichment, on coastal fishes and fisheries*. Estuaries **25**(4), 767-781.

Colotelo, A.H., Raby, G.D., Hasler, C.T., Haxton, T.J., Smokorowskic, K.E., Blouin-Demersd, G., Cooke, S.J., 2013. *Northern pike bycatch in an inland commercial hoop net fishery: Effects of water temperature and net tending frequency on injury, physiology, and survival*. Fish. Res. **137**, 41-49.

Cooke, S. J., Philipp, D. P., Dunmall, K. M., & Schreer, J. F., 2001. *The influence of terminal tackle on injury, handling time, and cardiac disturbance of rock bass*. N. Am. J. Fish. Manage. **21**(2), 333-342.

Diamond, M., 1985. *Some observations of spawning by roach, Rutilus rutilus L., and bream, Abramis brama L., and their implications for management*. Aquaculture Fish. Manage. **16**, 359-367

Hansson, L.A., Enell, M., Bergman, E., 1999. *Lake Ringsjön: its catchment area, its history and its importance*. Hydrobiologia **404**, 1-7.

Hässleholm municipality, 1996. *The restoration of Lake Finjasjön*.
(http://www.hassleholmsvatten.se/pdf/finproj-en.pdf; accessed 2014-05-26).

Leslie, P.H., Davis, D.H.S., 1939. *An attempt to determine the absolute number of rats on a given area*. J. Anim. Ecol. **8**(1), 94-113.

Lundin, M., Calamnius, L., Hillström, L., & Lunneryd, S.G., 2011. *Size selection of herring (Clupea harengus membras) in a pontoon trap equipped with a rigid grid*. Fish. Res. **108**(1), 81-87.

Nyström, P., 2014. Lecture '*Restoration of eutrophic lakes in Europe*'. BIOR66 Water management. Lecture conducted from Lund University, Lund Sweden.

FAO, 2001. *Consequences of biomanipulation for fish and fisheries*. FAO Fisheries Circular No. **952**, 23p.

Søndergaard, M., Liboriussen, L., Pedersen, A., Jeppesen, E., 2008. *Lake restoration by fish removal: Short- and long-term effects in 36 Danish lakes*. Ecosystems **11**, 1291-1305.

Image sources

Figure 1; http://www.ringwoodfishing.co.uk (accessed 2014-05-28).

Figure 2; Hansson, L.A., Enell, M., Bergman, E., 1999. *Lake Ringsjön: its catchment area, its history and its importance*. Hydrobiologia **404**, 1-7.

Figure 10; http://www.montereyfish.com (accessed 2014-05-26).

Figure 11; Lundin, M., Calamnius, L., Hillström, L., & Lunneryd, S.G., 2011. *Size selection of herring (Clupea harengus membras) in a pontoon trap equipped with a rigid grid*. Fish. Res. **108**(1), 81-87.

Bilag 2: Effects of biomanipulation on fish communities in Lake Ringsjön

Av Fernando Chaguaceda, Jesper Björk Rengbrandt & Ingrid Wadman, Lund university, BIOR66 Water management, 2014

Abstract

The latest restoration program in lake Ringsjön started in 2005 and has 2011-2014 been a part the EU-project *Algae be Gone!,* with the aim to improve water quality and the economical and recreational values of the lake. One part of the project is to reduce the abundance of planktivorous and benthivorous cyprinid fish, i.e. biomanipulation. The aim of this report is to evaluate the effects of biomanipulation on the fish community in Lake Ringsjön considering catch, relative abundance, size distribution, growth rate and condition of fish sampled from gill nets. In the whole lake, roach, perch and pikeperch were the most abundant species in biomass all years. During biomanipulation, a possible competitive release makes the cyprinids increase their growth and condition, possibly enabling them to reach a size-refuge earlier. At the same time, the catch per unit effort of piscivorous fish increased in the western basin while, for the eastern basin, the catch per unit effort of piscivores remained unchanged. The improvements in the western basin can mostly be attributed to an increased density of pikeperch and piscivorous perch >10cm. Differences in cyprinid reduction and fishing pressure for piscivores can have an important role: more cyprinids have been removed in the western part, while commercial fishing for pikeperch and perch was focused mainly in the eastern basin. For the future, additional sampling methods, diet composition of piscivorous fish and catch statistics from fisheries are needed in order to get a good understanding of the relative importance of different factors structuring the fish community in Lake Ringsjön.

Introduction

Lake Ringsjön is the second largest lake in Scania and has been eutrophicated due to large amounts of nutrients reaching the lake from agriculture and waste water. This has led to several negative effects such as decreased water transparency, increased occurrence of toxic algal blooms and changes in macrophyte abundance and fish community composition and biomass (Projekt Ringsjön, n.d.(a)). Even if the inflow of nutrients has decreased mainly since 1978 when phosphorous started to be chemically removed at the sewage treatment plants, the symptoms of eutrophication continued. The secchi depth used to be more than two meters at the end of the 19th century and in the beginning of the 20th century, but during the 1960's the secchi depth significantly decreased to less than one meter and has most of the time since continued to be low (Svensson and Lindahl, n.d.).

The lack of larger improvements is due to several feedback and stabilizing mechanisms that maintain the lake in an undesirable and turbid state. As in many eutrophicated lakes the fish community is changed and dominated by planktivorous and benthivorous cyprinid fish. Planktivorous fish reduce the abundance of large zooplankton causing a trophic cascade with low grazing pressure on phytoplankton thus, higher biomass of algae (Carpenter et al 2001). Moreover, benthivorous fish also increase nutrient concentrations and the amount of suspended particles in

the water column by stirring up sediments when feeding (Breukelaar et al 1994) causing an “indirect bottom-up effect” (Bergman et al 1999).

To reduce the biomass of planktivorous and benthivorous fish, biomanipulation has been a relatively successful method to improve water quality and switch lakes toward a more desirable clearer state dominated by macrophytes (Hansson et al 1998). Biomanipulations are based on theory and empirical observations that shallow lakes can be in two alternative stable states; the “turbid” phytoplankton dominated and a ”clear water state” with high abundance of macrophytes (Scheffer et al 1993 & Hargeby et al 2007). The macrophytes are important for several reasons in order to maintain the clear water state; they stabilize sediments and store large amount of nutrients, thus decreasing wind induced turbidity and the nutrient availability for phytoplankton (Horppila & Nurminen 2003). The piscivorous fish may be benefited by a reduction of cyprinid biomass due to a couple of processes: (1) increased abundance of macrophytes that form a more complex environment and may reduce pike cannibalism and suits perch better than cyprinids (Klinge et al. 1995, Diehl, 1988) and (2) reduced food competition for zooplankton and macroinvertebrates which enable small perch to grow faster and reach a piscivorous stage earlier in life (Diehl 1988). A high abundance of piscivorous fish is desirable for several reasons; they are economically and recreationally important. And more importantly, they may stabilize the clear water state by keeping the populations of cyprinid fishes at a low level. Observations from other biomanipulation projects are that a percentage of 30-40% predatory fish is needed to maintain a top-down control (Benndorf 1990).

Since the end of the 1980’s there have been several projects to improve the water quality of Lake Ringsjön, which is connected to changes in flora and fauna community compositions:

- 1989-1990: reduction of planktivorous and benthivorous fish by means of trawling (biomanipulation). This in combination with a fish kill (after a prolonged winter with low oxygen levels) in the spring 1988 resulted in a higher secchi depth until 1996 when it started to steadily decrease again. (Projekt Ringsjön, n.d.(b)).
- 2001-2002: test fishing in the eastern and western basin to prepare for future action program (Svensson and Hansson, n.d.). The results of the test fishing showed that the fish community composition was totally dominated by cyprinids again (Projekt Ringsjön, n.d.(d))
- 2005-2010: reduction of cyprinids mainly in the western basin as a part of Project Ringsjön to reduce the amount of planktivorous and benthivorous fish, mainly roach and bream.
- 2011-2014: the biomanipulation has been a part of the Eu-project *Algae Be Gone!,* which involved the whole lake and its catchment. The project is important in order to improve the efficiency and understanding of lake restorations and involves measurements both within the lakes and in the catchment areas.

The reduction of cyprinid fish in Lake Ringsjön is mainly done by trawling (figure 1). The trawling starts in the middle of April and finish when the water temperature is too high (beginning of June) for the predatory fish to manage the stress of being caught and released. The trawling is resumed in the autumn and finishes when there is ice on the lake. Gillnets are mainly used to catch bream and roach at the feeding areas and during the spawning season, from April till June. Seine fishing is done in all three parts of Lake Ringsjön and at the estuaries of Rönne Å and Snogerödsbäcken and target mainly young of the year fish. However, in the lake there is also a commercial and

recreational fishery which mainly target piscivorous fish such as pikeperch, perch and eel. The commercial fisheries have mainly focused on the eastern basin (Svensson & Hansson, 2002).

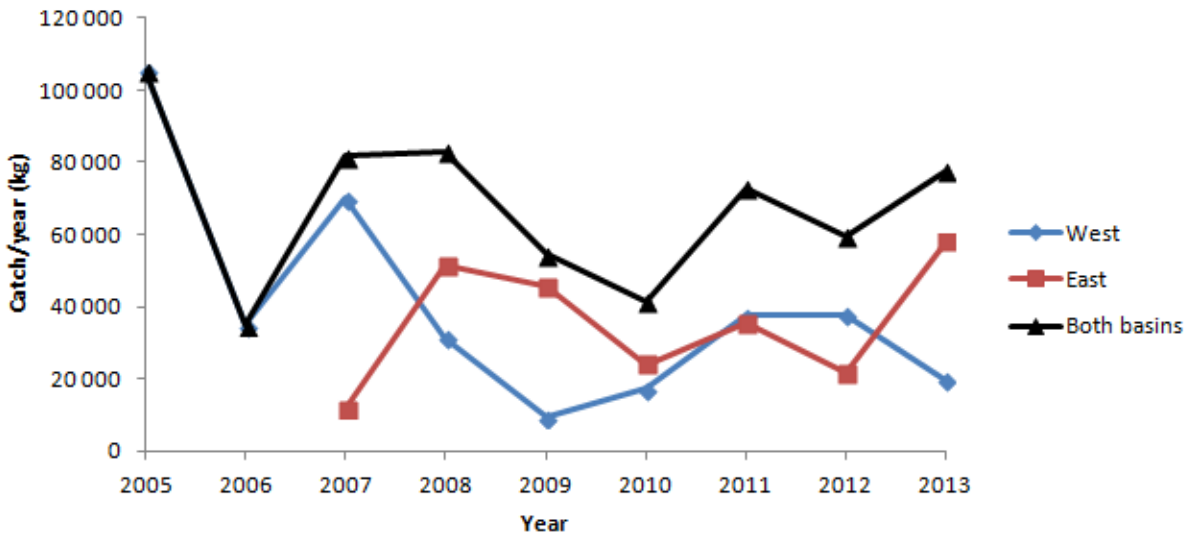


Figure 1: The annual cyprinid catch (kg) in the western (blue diamonds) and eastern (red squares) basin of lake Ringsjön, and the total catch in both basins (black triangles).

Goals of the biomanipulation

The overall goals are to improve water quality i.e. to increase secchi-depth and decrease algal biomass especially that of cyanobacteria. Also, to change the fish community towards a more percid-dominated state with high abundance of piscivorous fish that are valuable for the fisheries and could keep the recruitment of cyprinid fish low. One sub-goal with the biomanipulation project is to increase the amount of piscivorous perch by at least 20%. This seems to be a key-species in maintaining a top-down control in eutrophic lakes due to its high predation on young-of-the-year (yoy)-fish including cannibalism (Benndorf 1990). There are studies showing that perch may become piscivorous already during their first year at a length of approximately 3cm eating other yoy-fish (Beck et al 2002), but this seems to be fairly unusual. In this report we will assume that the perch are at least partly piscivorous at a length of 10 cm. Furthermore, the biomanipulation should not have any negative effects on the abundance or growth rate of any commercially valuable species such as pikeperch.

Goals:

- Increase secchi-depth and reduce algal biomass.
- Reduce the biomass of cyprinid fish with 80 - 90 %.
- Increase the abundance of piscivorous perch with at least 20 %.
- Increase the growth and abundance of commercially and recreationally valuable species.

Aim and hypothesis

The aim of this report is to evaluate the effects the biomanipulation have had on the fish communities in Lake Ringsjön by looking at changes in fish species composition, size distribution and individual growth rate.

We expect that the removal of cyprinid fish in combination with clearer water and increased macrophyte cover will increase the abundance and recruitment of piscivorous fish, especially the abundance of piscivorous perch. With reduced competition we expect all fish species to increase in individual growth rate and condition. Since there are big differences in morphology and fishing effort in the two lake basins we expect different configuration of the fish community and different results after the biomanipulation.

Material and methods

The lake consists of three basins; Western Ringsjön, Eastern Ringsjön and Sätoftasjön (figure 2). In this project Sätoftasjön is included in Eastern Ringsjön. The two parts of the lake are significantly different with the western part being shallow with an average depth of 3.1m and maximum depth of 5.4m. The Eastern basin is deeper with an average depth of 6.1m and a maximum depth of 17.5m (Projekt Ringsjön, n.d.(a)).

The eastern basin has been considered to have better status with more piscivorous fish why the commercial fishery has mainly focused on this part of the lake (Svensson, Hansson, n.d.).

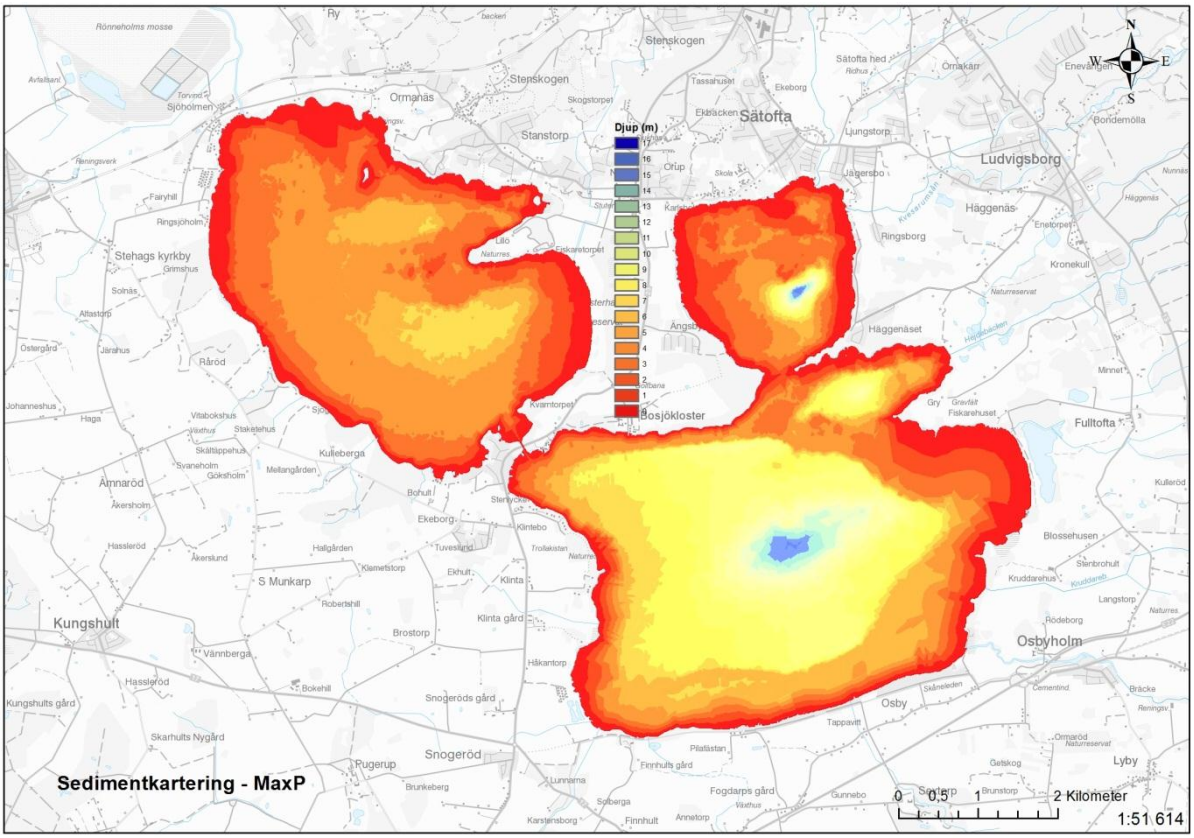


Figure 2: Lake Ringsjön, its three basins and a visualisation of water depth (m).

Community composition and catch

Data of fish community composition and catches were obtained from gillnet fisheries between 1980-2013 (Nors provfiske register, SLU). Since 2001 the fishing method followed the standardized protocol of test fishing in Sweden. In this lake a total of 64 benthic gillnets were used (24 nets being used in the western basin and 40 nets in the eastern basin) and 8 pelagic nets (in the eastern basin) covering depth profile. Catch per unit effort (CPUE) and community composition are compared prior to biomanipulation (2001 and 2002) to 2012 and 2013. Abundance of piscivoros perch >10 cm and total abundance of piscivores (measured as perch >10 cm + all sizes of pikeperch) are also compared for these years.

When analysing the size structure, growth and condition of perch, pikeperch, roach and bream are 2001+2002 compared to 2012+2013 as a way to estimate potential effects of the biomanipulation. Age data was only available for roach and bream, so that growth or changes in fish condition depending on age were only calculated for these species. Only fish born after the beginning of the biomanipulation (≤ 8 years old) were taken into consideration for data from 2012+2013. In that way, all the individuals were subjected to one of the treatments and not a mixture of the two, what may end up with confounding results.

Results

Biomass and community composition

There are both spatial and temporal differences in total catch and fish community composition in Lake Ringsjön. In general there is a higher density of fish in the western basin compared to the eastern, based on catch per unit effort. On a temporal scale no negative or positive trends in total catches can be observed in any of the two basins (figure 3). Perch, roach and pikeperch have been the most abundant species and contribute with the highest biomass all years and in both basins.

In the western basin, roach and perch dominate in terms of biomass, but no major changes can be seen before and after the biomanipulation (figure 3). On the other hand, pikeperch has increased after the biomanipulation. When looking at the data in more detail, pikeperch and perch show opposite trends (figure 4). High biomass of perch was found in 2001 and 2002 with over 2000 g/net in 2002 that decreased to a minimum 400 g/net in 2008, eventually increasing until 2013 with a catch of more than 1500g/net. For the same period, pikeperch catches increased from 100g per net in 2001 to over 800g per net in 2008 and decreasing again until 400g/net in 2013 (figure 4). On the other hand, roach biomass increases just after the onset of the biomanipulation until a peak of ca 2300 g/net in 2009 but it seems to decrease in 2011-2013 somehow correlated with an increase in pikeperch and perch biomass (figure 4).

The benthic nets in the eastern basin caught a lower biomass of perch and roach than the nets in the western basin (figure 3). Catches of pikeperch and perch did not seem to change significantly after the biomanipulation, but a minor increase of pikeperch and a decrease of perch can be bserved. Roach has increased after the biomanipulation, although the combined biomass of perch and pikeperch exceeds the one of roach both before and after biomanipulation (figure 3). For the pelagic nets in the eastern basin (figure 3), there is a shift in the biomass composition of the catches: pikeperch strongly dominated before the onset of the biomanipulation, while roach dominate after the biomanipulation. That occurs as pikeperch has a decrease in ca 995 g/net and

roach has an increase in ca 635g/net. Another finding from pelagic nets is that whitefish contribute with around 10x higher biomass than in the benthic nets, while it does not seem to be affected by biomanipulation. For bream, a negative trend can be observed in both basins with almost zero catches the last years (figure 3).

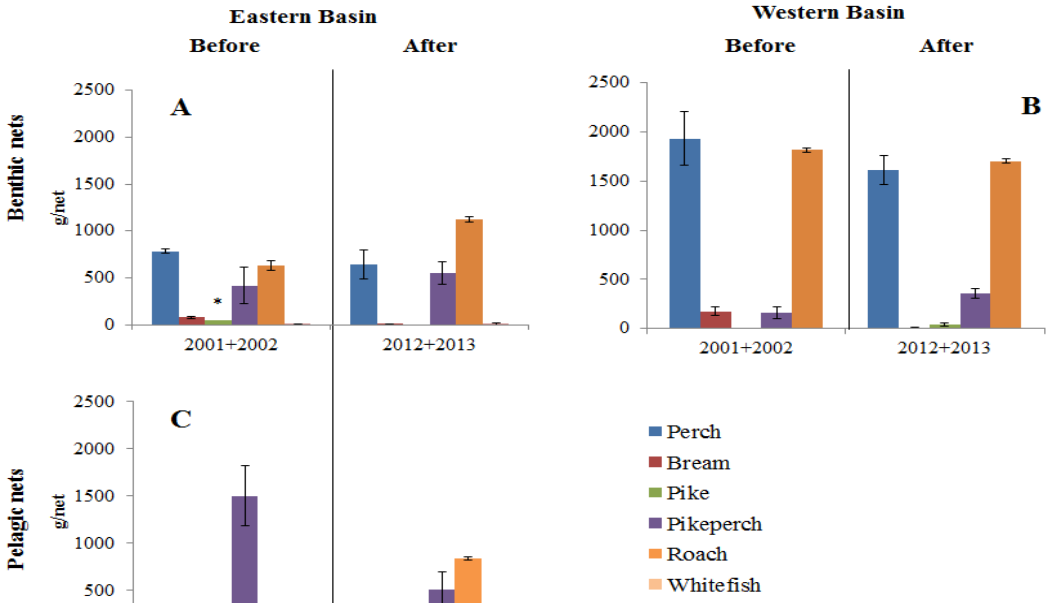


*Figure 3: Community composition as catch per unit effort (CPUE, as biomass) of fish (±SD) in benthic nets from Eastern (A) and Western Ringsjön (B) and pelagic nets of the Eastern Ringsjön (C). * SD of pike in benthic nets from the Eastern basin is not shown since no pike was caught in 2002.*

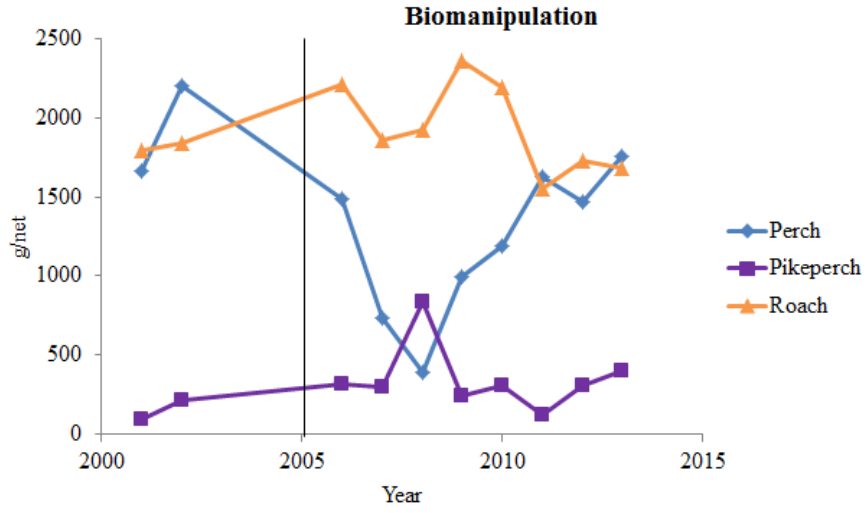


Figure 4: Biomass per unit effort of perch pikeperch and roach from Western Ringsjön immediately before and during the biomanipulation period (2005-2013). The values were obtained from the catches in benthic gillnets.

Biomass of different species in relation to the location of individual test-fishing nets in the lake

To evaluate if the biomanipulation has had any effects on the depth distribution of different species, data from benthic nets at different depths was assessed. Independent of year or basin are perch and roach contributing most in biomass in areas < 3 m depth (figure 5). The relative importance of pikeperch is higher at deeper depths where the highest biomass of pikeperch is observed in the 3-6m depth zone in both basins.

In the western basin no change in distribution can be observed for roach and perch. However, there is a trend of roach being dominant in areas < 3 m and perch in the deeper parts (figure 5 (A)). Pikeperch has a higher density in both depth zones 2012+2013 compared to 2001+2002, but show slightly higher biomasses in the deeper parts. Bream show the opposite pattern with very low catches the last years (figure 5 (A)).

In the eastern basin the biomass of roach is highest at <3 m depth and still high at 3-6 m, but then decrease with increased depth (figure 5 (B)). Perch follows the same pattern although the CPUE is lower overall. The CPUE for pikeperch is highest at 3-6 m depth and the CPUE for bream is very low overall with a slight increase at depths 3-6 m (figure 5 (B)).

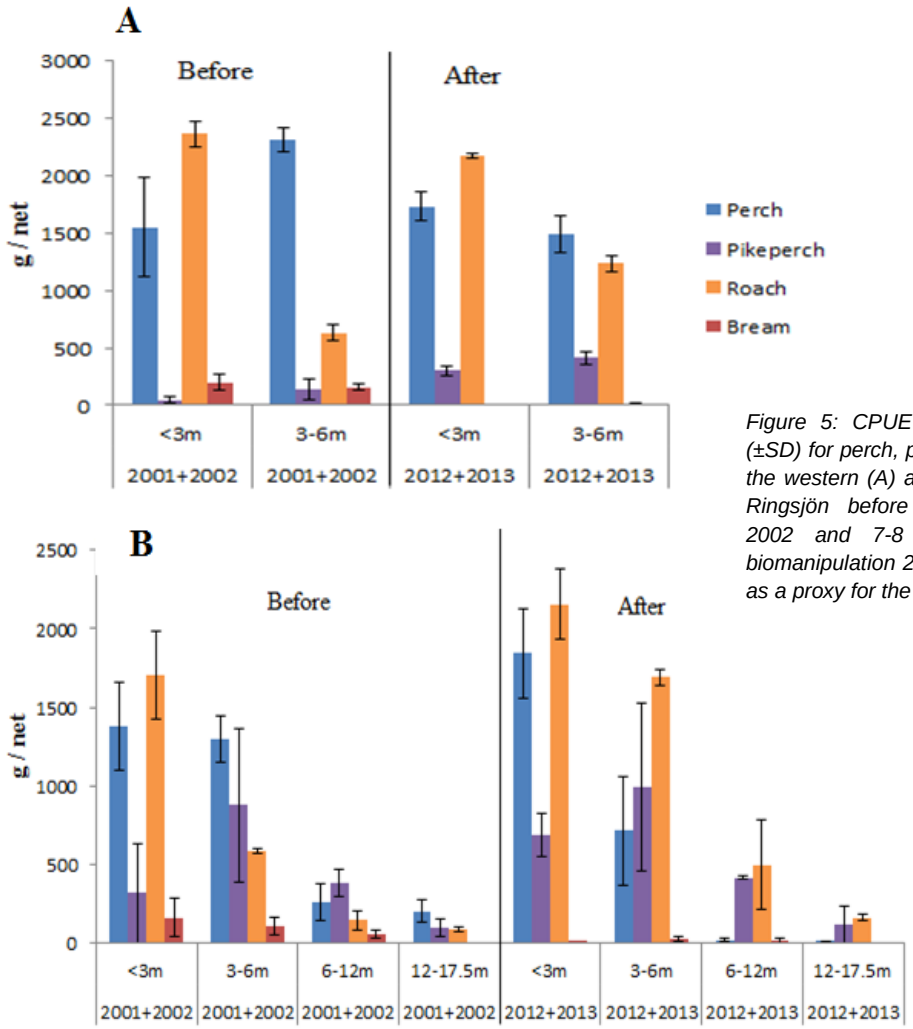


Figure 5: CPUE in relation to gillnet depth (±SD) for perch, pikeperch, roach and bream in the western (A) and eastern basin (B) of Lake Ringsjön before biomanipulation 2001 and 2002 and 7-8 years after the start of biomanipulation 2012 and 2013. CPUE is used as a proxy for the fish biomass.

Size distribution

The abundance of different size classes of perch, roach and pikeperch was compared for years 2001+2002 to 2012+2013. For all species, an overall pyramidal distribution with high abundance of smaller size classes and few large individuals can be observed. In 2012+2003, higher numbers of small perch (5-10 and 10-15 cm) and pikeperch (5-10 cm) are observed, while the abundance of small 5-10 cm roach has decreased (figure 6).

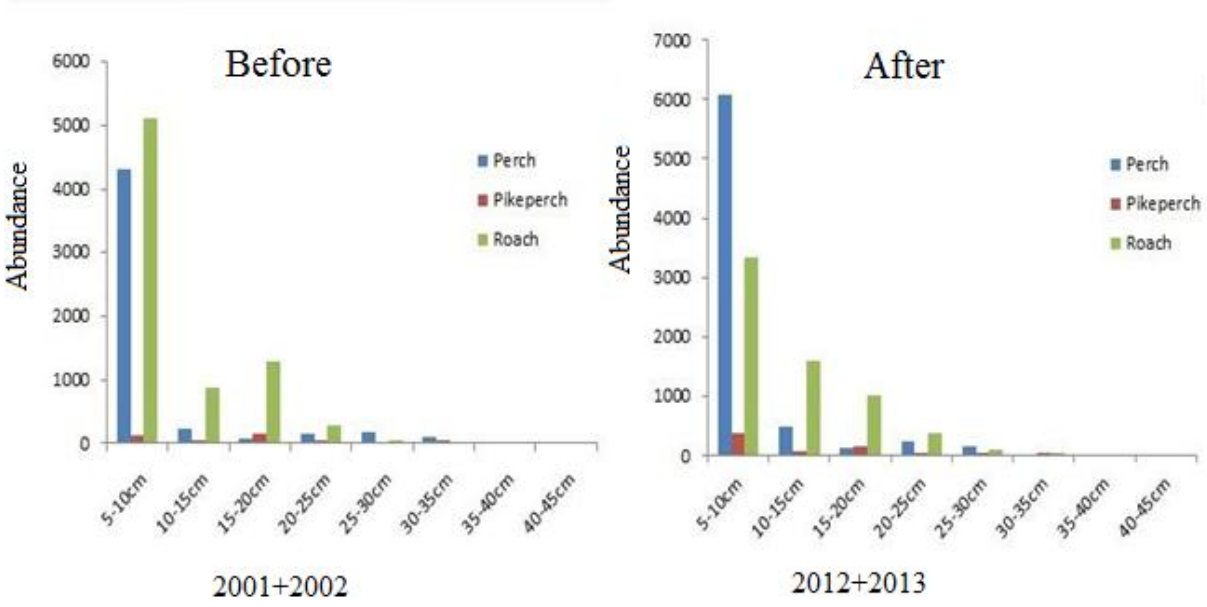


Figure 6: Size distribution of roach, perch and pikeperch populations before (2001+2002) and 7-8 after the onset of biomanipulation (2012+2013) based on the sum of fish abundances of both years per length group.

Abundance of piscivorous fish

The abundance of piscivores is measured as catch per unit effort considering number of perch >10cm + all size classes of pikeperch. The density of piscivores was highest in the western basin independent of year. When comparing 2001+2002 with 2012+2013 the abundance of piscivorous fish has not changed in the eastern basin, while it has increased by ca 37 % in the western basin (figure 7).

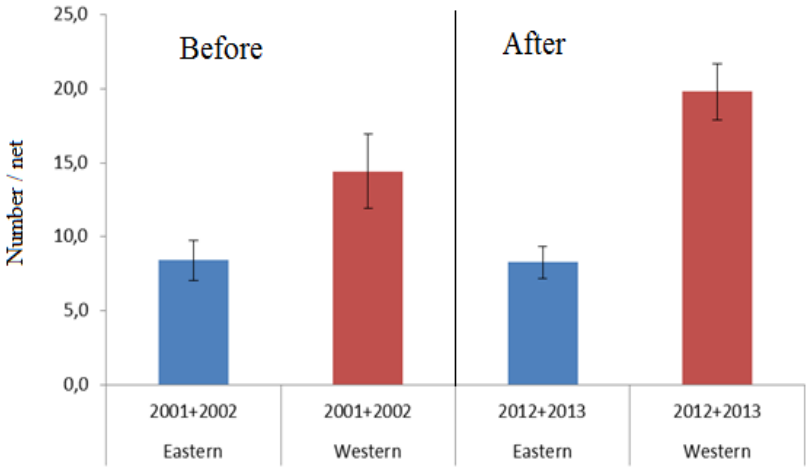


Figure 7: Catch per unit effort in numbers of piscivorous fish, perch >10cm and all size classes of pikeperch before (2001 and 2002) and 7-8 years after the start of biomanipulation (2012 and 2013).

Piscivorous perch

One of the aims with the biomanipulation is to increase the number of piscivorous perch by at least 20%. When comparing CPUE before biomanipulation (2001+2002) with CPUE the two latest years (2012+2013) the number of piscivorous perch has increased by 32% in the whole lake. However, when comparing the two basins there is a difference. In western Ringsjön there has been an increase with 61 % more perch >10 cm compared to before biomanipulation. While in the eastern basin there is only a slight increase of 3 % more perch >10 cm (table 1).

Perch > 10cm	Western	Eastern	Total
2001+2002	16.1	9.1	25.2
2012+2013	26.0	9.4	35.4
% Change	+ 62	+ 3	+ 29

Table 1: Cumulative CPUE of piscivorous perch (>10cm) measured in number per net in lake Ringsjön. Eastern basin =44 nets, western basin = 24 nets. % change is the relative increase or decrease in abundance 2012+2013 compared to 2001+2002.

Condition and growth of fish

Overall, condition of the fish estimated as the weight/length ratio did not seem to change for younger age classes after the biomanipulation. However, perch, roach and bream tend to have better condition in 2012+2013 at larger sizes (figure 8).

When using fish age in the calculations, the changes in condition and size were more conspicuous. In the case of bream, the growth is around 2x higher during the years after biomanipulation. At the same time, the condition (i.e. fish weight per length) of bream increased 3x faster in fish born after the onset of the biomanipulation (figure 9), yielding an increase of weight which is almost 6x higher after biomanipulation. On the other hand, roach has a weaker response than bream, with a 40% higher growth rate and 2.3x and 3.2x faster gained condition and weight, respectively.

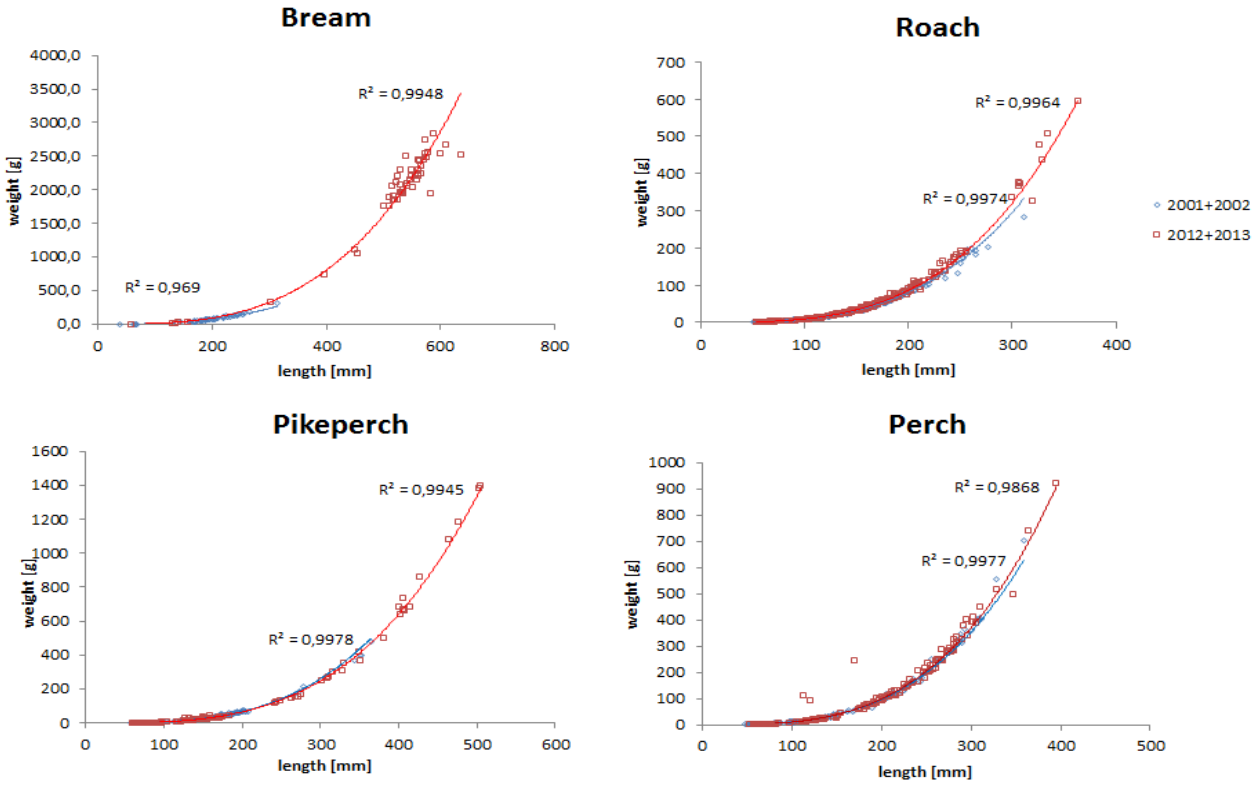


Figure 8: Length-weight relationships of bream, roach, pikeperch and perch populations before (blue) (2001+2002) and 7-8 years after the onset of the biomanipulation (red) (2012+2013).The slope of the curve represents the fish condition (weight/length). For trend line a potential function was used.

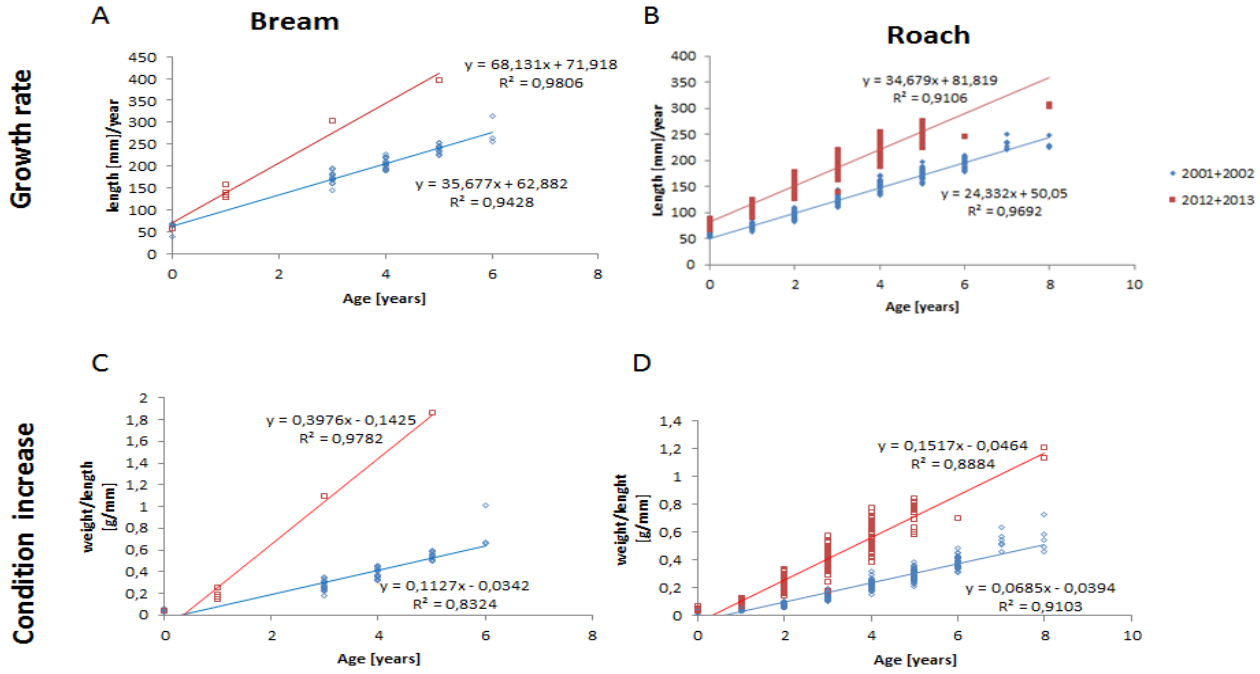


Figure 9: Representation of the growth in terms of increase of length per age (A, B) and representation of increase of fish condition (weight/length) with age (C,D) for bream and roach before (blue) (2001+2002) and after the biomanipulation (red) (2012+2013). Equations of the linear regressions are provided in order to calculate the growth rates and the increases of condition from the slope (i.e. slope=a, y= ax + b).

Discussion

Fish Biomass and community composition: Western basin

There are several factors affecting the fish community composition and biomass, such as lake productivity (Persson et al., 1991), competition and predation (Lammens et al., 1992) and fishing pressure (Lewin et al., 2006, Möllman et al., 2013). Overall, there has been a positive development of the fish community in western Ringsjön. Since the start of biomanipulation, the western basin has become dominated by percids in recent years due to high biomass of both perch and pikeperch (Figure 5), what is largely explained by the abundance of perch <15 cm and pikeperch <20 cm, but also due to the increase of larger perch.

There is a risk that the abundance of piscivorous perch is overestimated since even if perch may be piscivorous before a length of 10 cm, it is plausible that zooplankton and macroinvertebrates are still important food sources. For example, when evaluating the ecological status of fish in Swedish lakes are perch not considered to be fully piscivorous before a length of 18 cm according to Naturvårdsverket (2007). Additionally larger perch are more valuable for both the commercial and recreational fisheries. Nevertheless, perch between 10- 20 cm can be important predators on young of the year fish (Skov et al., 2002). Thus, considering the goal of 20 % higher abundance of piscivorous perch is the western basin fulfilling this goal with 62 % more perch >10cm in 2012+2013 (table 2.1b). Removal of cyprinids (e.g. roach and bream) that compete with young perch for zooplankton and macroinvertebrates (Persson 1986, Diehl 1988.) may produce a competitive release which could be behind the increase of perch >10cm and lead to an earlier shift to piscivory (Persson 1986). Pikeperch is a species for which recruitment seem to be very variable (Wysujack et al., 2002) but it is plausible that the reduction of cyprinids benefit young pikeperch due to higher food availability before entering a piscivorous life stage.

On the other hand, even if large perch has increased there is still a moderate density of individuals >20 cm per net in 2012 and 2013. The phenomenon of a high abundance of small perch but relatively few large individuals in Lake Ringsjön has been described earlier by Svensson & Hansson (2002), and can be explained by high predation by large perch and pikeperch and/or high winter mortality due to competition. With the exception of 2013, there seems to be a negative relationship between perch and pikeperch in the western basin, a phenomenon already observed by Popova & Sytina (1977). It is plausible that large pikeperch feed upon small perch and reduce its population, as observed in other lakes (Dörner et al., 1999). In Ringsjön, Svensson & Hansson (2002) observed a high frequency of small perch in the stomach of both larger perch and pikeperch, although not quantified.

Apart from competition or predation, harvest from commercial and recreational fisheries may reduce the numbers of large perch, as larger perch are usually selectively harvested. All of these factors may affect the recruitment and abundance of large perch. However, evaluating the relative importance of each factor is complicated, since data on diet of piscivores and harvest by fisheries were not available. It also has to be mentioned that the secchi-depth has remained low until recent years (Figure 10, appendix), which does not favour the visually hunting perch (Ljunggren & Sandström, 2007).

Fish Biomass and community composition: Eastern basin

In eastern Ringsjön, the changes in the fish community after biomanipulation have not been as positive as in the Western part. On the other hand, it has a more desirable state with percids dominating almost all years. The relative abundance of pikeperch is higher in the eastern basin, which is deeper and better suits pikeperch, because it is well adapted to forage during low light conditions (Ljunggren & Sandström, 2007). However, there is a relevant reduction of pikeperch catches in pelagic nets during biomanipulation. That may be due to visual conditions turn not to be optimal for pikeperch, as the secchi-depth has increased the most in the eastern basin (figure 10, appendix). In turn, lower abundances of pikeperch and bream may have caused the opposite effect on roach, as a result of lower predation risk and competition in the pelagic zone (Lammens, et al., 1992).

When looking at perch data, evidences show that some goals of the biomanipulation are not fulfilled. The increase of potentially piscivorous perch (>10cm) is low, ca 3 % far away from the 20% increase that should be met (table 1). This result goes against the accepted hypotheses that cyprinid reduction and increased secchi-depth would release perch from competition and provide a better visual environment to forage, so that perch reaches earlier the piscivorous stage (Diehl, 1988, Persson 1986). However, it is still possible that competition and predation are important factors that inhibit the recruitment of large perch in this part of the lake, especially since the abundance of pikeperch is higher in the easter basin. Further, commercial fisheries has mainly targeted the eastern basin (Svensson, Hansson, n.d.) and it may also be reasonable to assume that the recreational fisheries have been relatively high as well compared to the western basin. Higher fishing pressure may reduce the numbers of both large perch and pelagic pikeperch, but is hard to make proper evaluation of since there is a lack of catch statistics.

Depth distribution

Different fish species show distinct distribution patterns inside a lake and habitat complexity, trophic state of the lake, food resources, competition or predation susceptibility may influence the habitat use of fish (Persson, 1983, 1986, Gliwicz & Jachner, 1992, Bean & Winfield, 1995, Jepsen & Berg, 2002, Jeppesen et al, 2006). Overall, the biomass of roach in both lake basins was highest in the benthic nets and seems not to irrespective of biomanipulation (figure 5), a finding that was previously reported by Sharma & Borgstrøm (2008). Roach is known to be more abundant in littoral areas and that tendency of habitat use increases in shallow eutrophic lakes (Jeppesen et al., 2006) such as Lake Ringsjön and more concretely its western basin (Projekt Ringsjön, n.d.(a)).

In the case of the perch, the depth distribution seems to change after the biomanipulation from deeper towards shallower habitats. One possible reason to that could be that higher densities of roach in the littoral zone may displace small zooplanktivorous-benthivorous perch to deeper areas. However, a reduction of the competition between perch and roach may be possible in eutrophic conditions due to roach feeding on detritus (Persson, 1986) and actually in the eastern basin perch increase in the littoral zone, despite the higher biomass of roach. Further studies on diet and competition between perch and roach may clarify the reason of this pattern.

The depth distribution of pikeperch is more profundal and pelagic (Jeppesen et al, 2006), which was also found in our study (figure 3 (C, 5)). Changes of depth use due to biomanipulation have not been seen, although less use of the pelagic zone after biomanipulation was noted (see *Biomass and community composition - Eastern basin* chapter). This suggests that changes of the

depth distribution of perch and roach are not the main factors determining the habitat use of pikeperch in littoral and benthic areas. Other factors such as secchi depth or fishing pressure may influence the outcome.

Is there an increase in growth or condition after biomanipulation?

Fish condition is a historical parameter that is meant to measure the fatness and wellness of fish (Froese, 2006). However, fish condition may differ not only due to the wellness of fish but due to the length, sex, size and gonadal development and different populations having distinct morphologies (e.g. Martin, 1949; Le Cren, 1951). In our study all weight-length relationships are higher with increased length of the fish, which is a general pattern for many species (Froese, 2006). However, changes in the fish condition before and after the biomanipulation are not conclusive (figure 9). It is possible that differences in sex and gonad development confounds the expected increase of fish condition after the biomanipulation. Further, older individuals caught in 2012+2013 have been subjected to conditions both prior and during the biomanipulation what may somehow reduce the fatness of old fish.

One more accurate way to test the effect of biomanipulation on individual fish is the age-based measurements. In this case, roach and bream had a substantially higher growth and increase of condition per age after the biomanipulation. Those results mean that fish increased their length faster in their ontogeny, while the weight increase per year was much higher after the biomanipulation started, even when controlling the effect of the increased length.

Growth during the ontogeny of fish is very dependent on the resources available and, in conditions of high competition for resources, growth can be highly reduced (Estlander et al 2010; Nicolle et al, 2011). In the case of bream, there has been a change from high abundance of small individuals towards less abundance of bigger individuals during the biomanipulation in Ringsjön (Jimmy Lindahl personal observation). The same way, smaller roach have decreased and larger roach have increased after the biomanipulation (figure 9). These evidences suggest that reduced cyprinid density due to removal by trawling fishing may produce a competitive release in roach and bream via an increase of food resources per capita. For further studies, age data from piscivores may be interesting to see in more detail the effects of biomanipulation on growth, as it highly determines their winter mortality and their diet (Lappalainen et al. 2000; Estlander et al, 2010).

The increased growth rate of cyprinid fish can become a problem for the future, especially if not continuing the removal of large cyprinid fish. Piscivorous fish are gape-size limited leading to an predation refuge for prey fish after reaching a certain size as a result of prey length and body depth to relative gape size of the predator (Nilsson & Brönmark 2000). It is possible that the high abundance of benthivorous fish usually observed in eutrophicated lakes could be a result of low predation mortality after reaching a certain size, in combination with a long lifespan (Persson & Nilsson 2007). The calculated growth rate for bream was approximately 2 times higher in 2012 and 2013 compared to before biomanipulation (Figure 9 (A)), and large individuals had a much better condition (Figure 9 (C)). Over the long term, higher growth of bream could lead to an accumulation of individuals invulnerable to predation, which may be the reason for the return of a turbid state after ending biomanipulation in restoration programs. Therefore, a combination of continued removal of large cyprinids and a high abundance of piscivore fish that predate on yoy-fish will be important in order to maintain positive results.

Economic estimation of pros- and cons of biomanipulation for the fisheries in Lake Ringsjön

The most valuable species for the commercial fishery is the eel, pikeperch and perch. Eel density cannot be calculated using gillnet data, with only one eel caught during the whole time series. For the recreational fisheries, pikeperch and perch are valuable and most abundant. Hence, these are the two most relevant species to evaluate.

In the eastern basin, biomass of catches of pikeperch in benthic areas seem to remain after biomanipulation (figure 5), whilst catches in the pelagic zone tend to decrease during the last years (figure 3 (C)). In the western basin the abundance of pikeperch has increased after biomanipulation and, in addition, recruitment of pikeperch seems to have increased in both basins. Hence, except lower abundance of pelagic pikeperch in the eastern basin has the pikeperch population had a positive development which is beneficial for the fisheries. However, when evaluating the pikeperch it must also be taken into consideration that only few individuals >50 cm have been caught during the gillnet sampling.

Abundance of piscivorous perch > 10 cm has increased dramatically in the western basin, but is unchanged in the eastern. Piscivorous perch has usually a higher growth rate (Beeck et al., 2002) and could potentially grow faster into a valuable harvest size as a result of the reduction of cyprinids (Ståhl et al. 2008). The increase of piscivorous perch may also contribute to additional values such as to reduce the recruitment of cyprinids, thus be a mechanism that could maintain positive effects of the biomanipulation. On the other hand, the abundance of large perch >20 cm, more valuable for the fisheries is still relatively low and has not changed after the biomanipulation considering the whole lake (figure 6).

Overall, the future looks promising with a general increase in abundance of pikeperch and piscivorous perch, valuable for fisheries and top-down control of cyprinid populations. However, to evaluate the economic development properly, catch statistics and sale of fishing licenses would be better to use. There is a risk that the gillnet catches are biased and do not give a good estimate of larger fish.

Sampling limitations

It is important to be interpret gillnet data with caution. When studying the trawl catches it seems that a large proportion of the cyprinid fish stock has been reduced in both basins (figure 1). However, a reduction in total biomass measured as CPUE cannot be observed in gill net catches. This may be attributed to the catchability of the different fishing methods. Gillnets seem to have a higher catchability for percids (e.g. perch), while cyprinids such as bream get less caught, as a result of different behaviour and morphology (Prchalova et al., 2008). This means that the estimation of fish biomass and community composition may be biased towards a disproportional high CPUE of perch relative to cyprinid fish.

Bream is the main target species of the cyprinid removal and has a major contribution in the biomanipulation catches. However, It contributes little to the catch in these gillnet surveys, even if it clearly has made up a large proportion of the fish community biomass. Apart from bream, pike is also rarely caught in gillnets, being most likely also a result of low catchability rather than a low importance in the fish community, especially from an ecological point of view. Therefore, a good method to quantify these and other similar species should be developed in order to assess the real changes in the fish community due to biomanipulation.

Another possible weakness of gillnet data, as fish weight-length measures is that it provides a picture of the state of fish individuals, populations and communities in a short period of time (i.e. one sampling event per year). This means that particular local and temporal conditions during fishing event may have large effects on the extrapolation of data, and thus make it difficult to compare between the years and in order to measure the effects of biomanipulation.

Conclusions

Data on fish catches from gillnet may be biased due to species specific differences in behaviour and sizes, but can certainly be used to make comparisons of the same species over time. In addition, there are many factors that affect the fish community including fisheries mortality. Given these obstacles, there is an overall change towards a more desired fish community in the western basin since the start of biomanipulation. This is due to an increased abundance in pikeperch and piscivorous perch, both being important commercial species and have the potential to reduce populations of planktivorous and benthivorous fish (Dörner et al, 1999). On the other hand, the density of piscivorous fish in the eastern basin is roughly the same as before biomanipulation. Possible explanations may be differences in cyprinid and piscivore removal. In the western basin, there has been a higher removal of cyprinids, while more traditional fisheries mainly target piscivores and preferentially in the eastern basin. However, the future looks promising with high abundance of young perch and pikeperch the last years in both basins. Considering the cyprinid population, the biomanipulation has been beneficial for the condition and growth rate of fish. This may be a future problem since a higher growth rate can enable cyprinids to reach a size refuge earlier due to gape-size limitations in piscivorous fish. For the future, additional sampling methods, diet composition of piscivorous fish and catch statistics from fisheries are needed.

Appendix

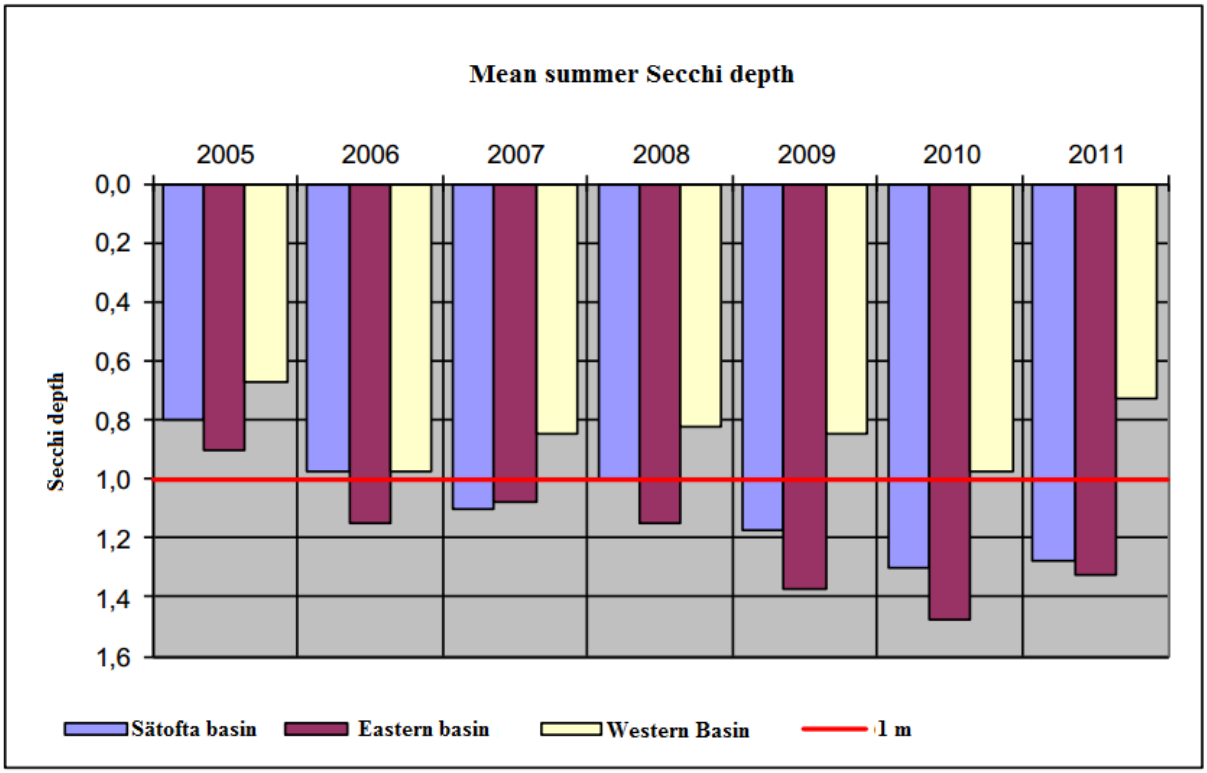


Figure 10: Mean summer (July-September) Secchi-depth in the years 2005-2011 in the three different basins in Lake Ringsjön. In this project Sätofta basin is included to the eastern basin.

References

Bean, C. W. & Winfield, I. J.(1995). Habitat use and activity patterns of roach (*Rutilus rutilus* (L.)), rudd (*Scardinius erythrophthalmus* (L.)), perch (*Perca fluviatilis* L.) and pike (*Esox lucius*) in the laboratory: the role of predation threat and structural complexity. Ecology of Freshwater Fish 4: 37–46.

Beeck, P. Tauber, S. Kiel, S. & Borcherding, J. (2002) 0+ perch predation on 0+ bream: a case study in a eutrophic gravel pit lake. Freshwater biology 47: 2359-2369

Benndorf, J. (1990). Conditions for effective biomanipulation; conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. Hydrobiologia 200/201: 187-203

Bergman, E. Hansson, L.-A., Persson, A., Strand, J, Romare, P., Enell, M., Ganéli, W., Svensson, J.M., Hamrin, S.F., Cronberg, G., Andersson, G. & Bergstrand, E. (1999). Synthesis of theoretical and empirical experiences from nutrient and cyprinid reductions in Lake Ringsjön. Hydrobiologia 404: 145-156.

Breukelaar, A.W., Lammens, E.H.R.R., Klein Breteler, J.G.P. &Tatrai, I. (1994). Effects of benthivorous bream (Abramis brama) and carp (Cyprinus carpio) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll a. Freshwater biology 32: 113-121

Carpenter, S.R., Cole, J.J., Hodgson, J.R., Kitchell, J.F., Pace, M.L., Bade, D., Cottingham, K.J., Essington, T.E., Houser, J.N. & Schindler, D.E. (2001). Trophic cascades, nutrients, and lake productivity: whole-lake experiments. Ecological monographs, 71(2): 163-186.

Diehl, S. Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. (1988) Oikos 53: 207-214

Dörner, H., Wagner, A., & Benndorf, J. (1999). predation by piscivorous fish on age-0 fish: spatial and temporal variability in a biomanipulated lake (Bautzen reservoir,Germany). *hydrobiologia* 408/409: 39-46

Estlander, S., Nurminen, L., Olin, M., Vinni, M., Immonen, S., Rask, M., ... & Lehtonen, H. (2010). Diet shifts and food selection of perch Perca fluviatilis and roach Rutilus rutilus in humic lakes of varying water colour. Journal of Fish Biology, *77*(1), 241-256.

Froese, R. (2006). Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. Journal of Applied Ichthyology,*22*(4), 241-253.

Gliwicz, Z. M. & A. Jachner, 1992. Diel migrations of juvenile fish – a ghost of predation past or present. Archiv Für Hydrobiologie 124: 385–410.

Hansson, L-A., Annadotter, H. Bergman, E., Hamrin, S.F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P-Å., Sondergaard, M. & Strand,J. (1998). Biomanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. Ecosystems, 1(6): 558-574.

Hargeby, A., Blindow, I. & Andersson, G. (2007). Long-term patterns of shifts between clear and turbid states in lake Krankesjön and lake Tåkern. Ecosystems, 10(1): 28-35.

Horppila, J. & Nurminen, L. (2003). Effects of submerged macrophytes on resuspension and internal load ing in laked Hiidenvesi (Southern Finland). Water research 37: 4468-4474

Jeppesen, E., Pekcan-Hekim, Z., Lauridzen, TL., Söndergaard, M. & Jensen ,M. (2006). Habitat distribution of fish in late summer: changes along a nutrient gradient in Danish lakes. Ecology of freshwater fish 15: 180-190.

Jepsen, N. & S. Berg (2002). The use of winter refuges by roach tagged with miniature radio transmitters. Hydrobiologia 483: 167–173.

Klinge, M., Grimm, M.P. & Hosper, S.H. (1995). Eutrophication and ecological rehabilitation of Dutch lakes: presentation of a new conceptual framework. Wat. Sci. Tech. 31(8): 207-218

Lappalainen, J., Erm, V., Kjellman, J., & Lehtonen, H. (2000). Size-dependent winter mortality of age-0 pikeperch (Stizostedion lucioperca) in Pärnu Bay, the Baltic Sea. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, *57*(2), 451-458.

Le Cren, E. D. (1951). The length–weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (Perca fluviatilis).J. Anim. Ecol. 20, 201–219.

Lewin, W-C. Arlinghaus, R. & Mehner, T. (2006). Documented and potential biological impacts of recreational fishing: insights for management and conservation. Reviews in Fisheries Science 14: 305-367

Ljunggren, L. & Sandstöm, A. (2007). Influence of visual conditions on foraging and growth of juvenile fishes with dissimilar sensory physiology. Journal of fish biology. 70: 1319-1334.

Martin, W. R. (1949). The mechanics of environmental control of body form in fishes. Ontario Fish. Res. Lab. 58, 1–91.

Möllmann, C., Lindegren, M., Blenckner, T., Bergström, L., Casini, M., Diekmann, R., Flinkman, J., Müller-Karulis, B., Neuenfeldt, S., Schmidt, J.O., Tomczak, M., Voss, R. & Gårdmark, A. (2013). Implementing ecosystem-based fisheries management: from single-species to integrated ecosystem assessment and advice for baltic sea fish stocks. ICES journal of marine science. Published online.

Naturvårdsverket (2007). Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. Chapter 8, Fisk i sjöar. Handbok 2007:4 (1).

Nicolle, A., Hansson, L. A., Brodersen, J., Nilsson, P. A., & Brönmark, C. (2011). Interactions between predation and resources shape zooplankton population dynamics. PloS one, *6*(1), e16534.

Nilsson, P.A. & Brönmark, C.(2000) Prey vulnerability to a gape-size limited predator: behavioural and morphological impacts on northern pike piscivore. *Oikos* 88: 539-546.

Persson, L., Diehl, S., Johansson, L., Andersson, G. & Hamrin, S. F. (1991). Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes - patterns and the importance of size-structured interactions.Journal of fish biology 38/2 281-293.

Persson, A. & Nilsson, E. (2007). Foraging behavior of benthic fish as an indicator of ecosystem state in shallow lakes. *Israel journal of ecology & evolution* 53: 407-421

Prchalova, M., Kubecka, J., Riha, M., Litvin., Cech., Frouzova, J., Hladik, M., Hohausova, E., Peterka, J. & Vasek, M. (2008). Fisheries research 91:79.87.

Popova, O. A., & L. A. Sytina. (1977). Food and feeding relations of Eurasian perch (Perca fuviatilis and pikeperch (Stizostedion lucioperca) in various waters of the USSR. Journal of Fish Research Board Canada. 34: 1559-1570.

Scheffer, M., Hosper, S.,H., Meijer, M-L., Moss, B. & Jeppesen. E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. Trends in ecology 8(8): 275-279. Smith, V.,H. (2003). Eutrophication of lakes and coastal marine ecosystems. ESPR-Environ Science & pollution research 10(2): 126-139.

Sharma, C. M., & Borgstrøm, R. (2008). Shift in density, habitat use, and diet of perch and roach: an effect of changed predation pressure after manipulation of pike. Fisheries Research, 91(1), 98-106.

Skov, C., Perrow, M.R., Berg, S.& Skovgaard, H.(2002) Changes in the fish community and water quality during seven years of stocking piscivorous fish in a shallow lake. 47(12):2388-2400.

Ståhl, J., Degerman, E. & Larsson, P-E.(2008). Decamering av småfisk för att öka tillgången på matabborre i en skogssjö. Länsstyrelsen i Östergötland, rapport nr 2008:14.

Svensson, M., Hansson, L., (2002). *Provfisken och kartering av undervattensväxter i Ringsjöarna 2001 och 2002.* [pdf] MS Naturfakta, VASTRA, Lund University.

Svensson, M., Lindahl, J., (n.d.). *Förslag till Åtgärdsprogram för Ringsjön.* [pdf] MS Naturfakta.

Wysujack, K. Kasprzak, P. Laude, U. & Mehner, T. (2002). Management of a pikeperch stock in a long-term biomanipulated stratified lake: efficient predation vs. low recruitment. Hydrobiologia 479: 169-180

Persson, L. (1983). Effects of intra-and interspecific competition on dynamics and size structure of a perch Perca fluviatilis and a roach Rutilus rutilus population. *Oikos*, 126-132.

Persson, L. (1986). Effects of reduced interspecific competition on resource utilization in perch (Perca fluviatilis). *Ecology*, *67*(2), 355-364.

Projekt Ringsjön, (n.d.)(a). *Ringsjöfakta.* [online] Available at: <http://www.ringsjon.se/ringfakta.asp> [Accessed 27 May 2014].

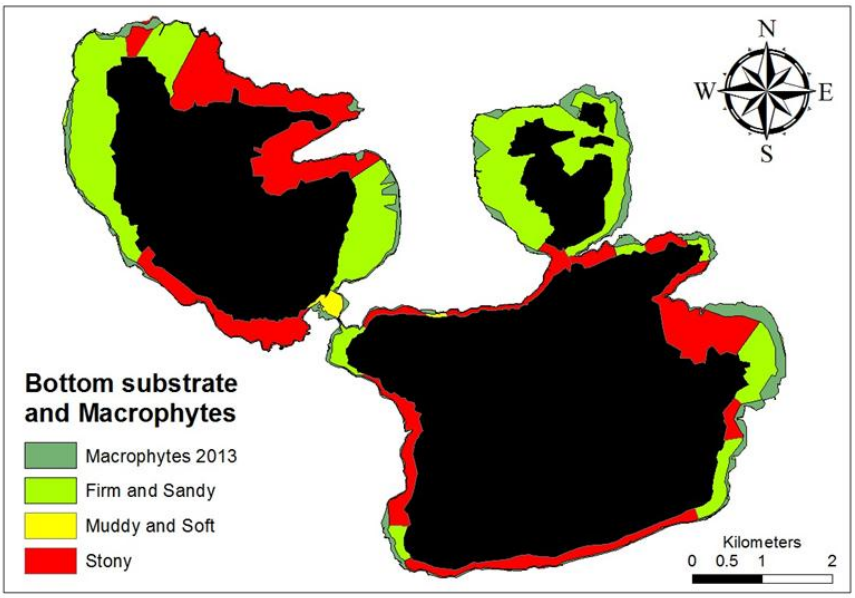
Projekt Ringsjön, (n.d.)(b). *Siktdjupsundersökningar.* [online] Available at: <http://www.ringsjon.se/usok_siktdjup.asp> [Accessed 27 May 2014].

Projekt Ringsjön, (n.d.)(c). *Utfiskningen.* [online] Available at: <http://www.ringsjon.se/projring_ufisk.asp> [Accessed 27 May 2014].

Projekt Ringsjön, (n.d.)(d). *Projektbeskrivning.* [online] Available at: <http://www.ringsjon.se/projring.asp> [Accessed 27 May 2014].

Bilag 3: Macrophytes in Lake Ringsjön - responses to fish biomanipulation

Av Pontus Axén, Christoffer Eriksson, Alexandra Skopal & Hannes Tedin, Lund university, BIOR66 Water management, 2014



Background

Near Höör in Scania, Sweden Lake Ringsjön (divided into three basins) is located. It is a eutrophic lake with low secchi depth and toxic algal blooms in summer and autumn. The lake has gone through several restorations and actions (see below). In the 1940s the transparency of the water was on average 3.65 m in Eastern Ringsjön and 3.15 m in Western Ringsjön (Almestrand & Lundh, 1951). During 1960s the secchi depth decreased to below 1m due to extensive nutrient inputs that resulted in algal blooms. Agriculture and the lack of sufficient wastewater treatment were both important sources of nutrients leakage (Svensson & Lindahl). In order to increase secchi depth, a biomanipulation was carried out between 1988 -1992. About 100 tons of cyprinid fish were removed from Western Ringsjön and another 100 tons in Sätofta basin. By coincidence, the fish populations in Eastern Ringsjön were heavily reduced by a sudden fish kill (due to oxygen depletion) and it has been estimated that about 500 tons of fish died in a short period of time (Nilsson, 2014). Although the decrease of cyprinid fish had a positive impact on water quality, the effects didn't last long. In the late 1990s the effects of the biomanipulation were diminishing, the cyprinid fish community seemed to recover and the phytoplankton increased again (Algae be gone, 2012). Since 2005 a second biomanipulation has been going on with promising results. Approximately 800 tons of fish has been removed until 2013 (Nilsson, 2014). At the same time, the average summer secchi depth increased from about 0.6m in 2004 to about 1.1 m in 2013 (figure 1).

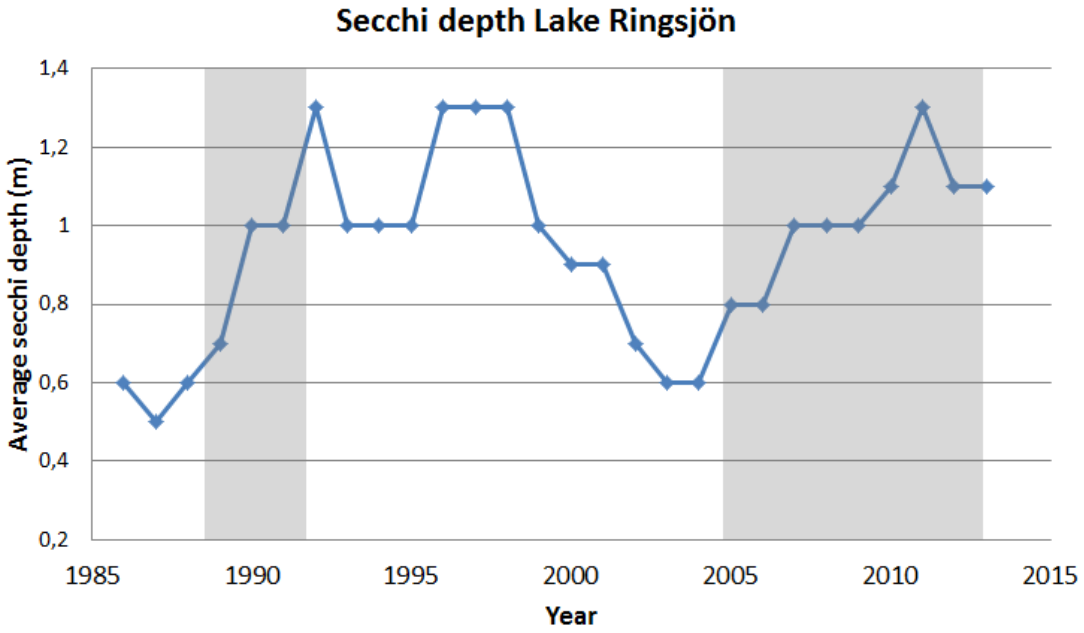


Figure 1: Average secchi depth of the summer months June to August from 1985 to 2013. Gray bars illustrates periods of biomanipulation (removal of cyprinid fish).

Macrophytes in eutrophic waters

Extensive eutrophication of shallow lakes often results in decline and sometimes disappearance of submerged macrophytes. As long as the water remains in a clear state nutrient availability usually stimulates macrophyte growth. The decline appears when nutrient loading causes a significant increase of phytoplankton and the water gets turbid. The limited light availability in turbid waters keeps the population density and depth distribution of submerged macrophytes at low levels (Bakker, Sarnee, Gulati, Liu & Donk, 2013). In addition, certain forms of nutrients such as ammonia can be toxic at high concentrations for basically all macrophytes (Britto & Kronzucker, 2002).

Lake Ringsjön – history and charachteristics

The lake is divided into three basins - Eastern, Western and Sätofta basin where the Eastern basin has the largest surface area of 20.5 km^2 and Sätofta basin has the smallest with an area of 4.2 km^2. The surface area of the Western basin is 14.8 km^2. The Eastern basin is connected to both the other basins; to the west there is a small canal, only about 20 meters wide and about 100 meters long, and it connects the Eastern and Western basin. Meanwhile in the north the Eastern and Sätofta basin are in contact with each other through a shallow sound (Hansson et al. 1999).

The canal's bottom substrate between Eastern and Westerna basins is partially muddy and sandy while the shallow sound is stony. The basins have their own respective catchment area and together they make up the catchment area for Lake Ringsjön of 347.7 km^2. There are a total of 14 tributaries where seven discharge into the Eastern basin, five into Sätofta and two into the Western. From this basin Lake Ringsjön is drained through the river Rönne å which flows to the west and finally ends up in the Kattegat. Lake Ringsjön is, like most lakes in southern Sweden, 54 m above sea level. It is rather shallow in the Eastern basin with a mean depth of 6.1 m and at its deepest point 16.4 m. Meanwhile, in Sätofta and Western basin it is even shallower and the average depth for the two basins is about 3.0 m. The maximum depth of the Western basin is 5.4

m and in Sätofta the maximum depth is 17.5 m. The majority of the bottom substrate along the shoreline (0 < 2 m depth) varies between firm and sandy, and stony (Hansson et al. 1999).

In 1883 the lake's water level was lowered by 1.5 m which meant that 25% of the water volume was lost, the rationale for this action was to gain more arable land (Trybom, 1893). Observations made by Trybom back then, tells us that the bottom substrate was mostly muddy and after microscopically examinations, rich in remains of plants and animals. Occasional stony or sandy bottoms were found. Other measurements during his period show that the water transparency reached down to 2 m, there was also some algal bloos. After the lowering the water level, the macrophytes regenerated. However, recolonization occurred along the new shoreline. This process was very slow and at several sites they failed to recolonize. This led to the demise of the lakes previously rather large diversity of macrophytes (Trybom, 1893). The dominating fish in the lake were perch and pike, also the bream and whitefish were common (Hansson et al. 1999).

During the 1940's the shores of the Western basin were minerogenic and a large part of the bottom substrate was covered with submerged plants (Almestrand & Lundh, 1951). The Eastern basin is the biggest one of the three and is also minerogenic, where the bottom substrates at some places are sandy and in other places very stony, which are similar habitats as in the Western basin (Lundh, 1951). The macrophytes occupying these shores were *Potamogeton natans and Polygonum amphibian* (Lundh, 1951). Sätofta basin is also similar to the other basins in bottom substrate characteristics.

Aim

The aim of this project is to summarize the historical and actual situation for submerged macrophytes (species composition and depth distribution) in the eutrophic Lake Ringsjön. To keep algal biomass at low levels it is recommended that at least 25% of the lake bottom is covered by submerged macrophytes in shallow lakes (Meijer et al. 1999). For that reason this study has focused on evaluating if this recommendation has been fulfilled after the biomanipulation that started in 2005, and if not what can be done in order to improve the depth distribution of submersed macrophytes in the lake.

The study intends to answer the following questions:

- Are there any changes in and historical macrophyte composition and distribution? Can this be related to the biomanipulation projects in Lake Ringsjön in the years 1988-1992 and 2005-2013?
- What factors are limiting the occurrences of macrophytes in the lake in 2013?
- How large is the potential depth distribution area of submerged macrophytes compared to the actual distribution area in 2013? Are we far from 25% coverage?
- If the recommendation of 25% bottom coverage is not reached in 2013, what actions needs to be taken to achieve this, and where are the potential best areas to increase coverage located?

Methods

Our evaluated data consists of inventories of submerged macrophytes in Lake Ringsjön carried out by researchers and consultants in the years 1992, 1993, 1996, 2001, 2002, 2004, 2006, 2009, 2012 and 2013. The data collected was bottom substrate, secchi depth, macrophyte distribution and growing depth at 72 different transects around the lake. Some data, like depth distribution by species were only available from inventories from 2004 and forth. All inventories follows the same method where the occurrence of submerged macrophytes has been noted along these transects from the shore to 2 meters depth. The macrophytes were sampled using a rake and this method is introduced by John A Strand (Strand 1999). This data was also available in GIS format. Depth data was used to visualize the potential distribution area. The deepest distribution values of macrophytes in each transect was used to digitize the actual distribution for macrophytes. The layer of potential distribution area was cut into polygons based on the bottom substrate in the different transects. Then, several analyses were made to calculate actual and potential coverage area for macrophytes, based on both secchi depth and bottom substrate of the different transects.

Result and Discussion

> *Are there any changes in and historical macrophyte composition and depth distribution? Can this be related to the biomanipulation projects in Lake Ringsjön in the years 1988-1992 and 2005-2013?*

Almestrand and Lundh (1951) conclude that there were at least 32 different species of macrophytes to be found in Ringsjön and Sätofta around year 1950. In Western Ringsjön they describe 24 species, in Sätofta 28 and in Eastern Ringsjön 12. Six of the twenty macrophyte species found 2009-2013 weren't noted in 1951 (Almestrand and Lundh 1951). Greater Bladderwort (*Utricularia vulgaris*), Blunt-leaved Pondweed (*Potamogeton obtusifolius*), Beaked Tasselweed (*Ruppia rostellata*), Creeping Spearwort (*Ranunculus reptans*) Small pondweed (*Potagemoton berchtoldii*) and Willow moss (*Fontinalis antipyretica*). Some macrophytes were found 1951 but not in any samples after 1992. The species were *Chara stelligera, Isoetes lacustris, Potagemoton natans, Hydrococtyle, Ranunculus peltatus, Scirpus palustris, Ranunculus circinatus, Potagemoton friesii, Najas flexilis, Myriophyllum alterniflorum, Ceratophyllum demersum, Polygonum amphibium, Chara fragilis, Potagemoton nitens, Butomus umbellatus, Nuphar luteum* and *Scirpus lacustris*. (Almestrand and Lundh 1951) For all species and their occurrence in Lake Ringsjön since 1950, see table 2 in Appendix B.

The data from the most recent scientific studies starts in 1992 which is the same year as the first biomanipulation ended. This results in a long period where no data are available, between 1951 and 1992. The effect of the first biomanipulation (1988-1992) on macrophytes is threfore impossible to analyze. In the period between the biomanipulations, 1992-2005, the species composition of submerged macrophytes was fairly stable with only 4-6 species (figure 2)**.** This shows that there have been large reductions of species since 1950, most likely due to eutrophication.

Over the time period 1992 to 2013 it is clear that there is a significant increase in the number of macrophyte species from year 2006 to 2013. There is a stepwise increase between 2006 and 2009 and another increase between 2009 and 2012 (figure 2). Because of irregular inventories it is

impossible to tell in which specific year the actual increases occurred. It is only possible to tell in which intervals they appeared.

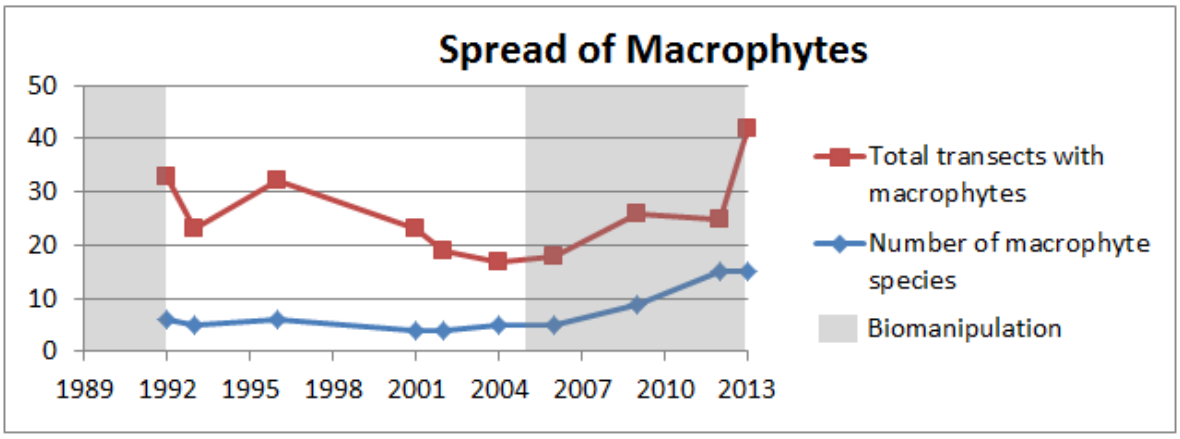


Figure 2: The red line is the number of transects (out of 72) where macrophytes are present and the blue line is the pooled number of macrophyte species present at the transects. The periods of biomanipulation is illustrated by grey areas.

There seems to be a connection between biomanipulation and the number of transects with macrophytes (figure 2). After the first biomanipulation the number of transects with macrophytes decline with time. When the second biomanipulation starts the number of transects with macrophytes increase almost immediately, and in 2013 the largest number of transects with macrophytes are found since the data collection started in 1992. This indicates a positive effect of the biomanipulation and the spread of submerged macrophytes in the lake.

There also seems to be an increase in the number of species of macrophytes during the latest biomanipulation. However, the macrophytes don't seem to grow at deeper depths but rather to spread and expand to new areas (figure 2 and 3)**.** Moreover, the submerged vegetation is dominated by *Potamogeton* species that are usually common in eutrophic lakes. There is no clear trend towards deeper distribution of this taxon after biomanipulation. One explanation could be that these species do not usually expand very fast. They are also preferred by water fowls which might prevent an increasing trend (Weisner, Strand & Sandsten, 1997).

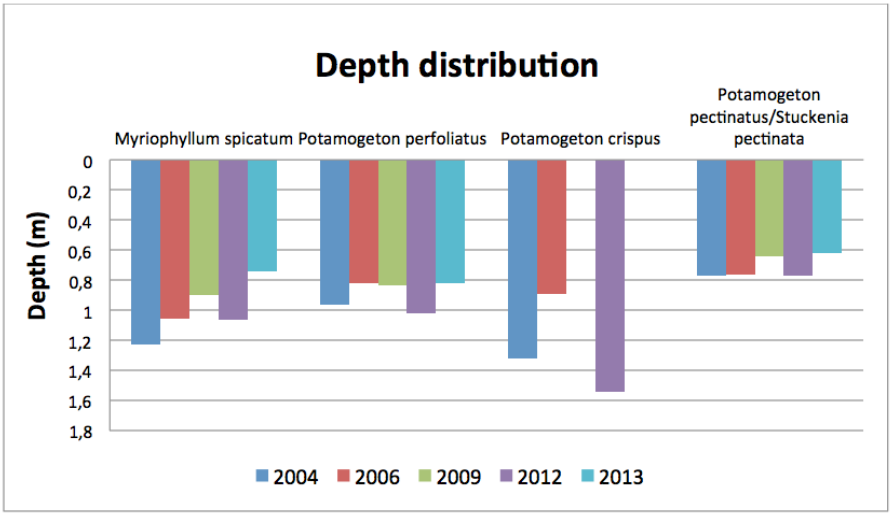


Figure 3: Depth distribution of the four most common macrophyte species in Lake Ringsjön before and after the biomanipulation starting in 2005.

While it is likely that the number of macrophyte species increase because of improved secchi depth after the biomanipulation (figure 1), it is also likely that the macrophytes coverage indirectly increase simultaneously. Due to efficient nutrient uptake the recovery of macrophytes is regarded to be one of the most important factors for a successful biomanipulation (Søndergaard, Liboriussen, Pedersen & Jeppesen, 2008).

What factors are limiting the occurrences of macrophytes in the lake in 2013?

It is clear that the macrophytes prefer bottoms that are firm and sandy before stony when looking at the amount of transects with macrophytes between the different substrates (Figure 4, Chi^2-test, $p<0,001$). There are two major areas in the lake that have muddy and soft bottoms. Both these areas also have macrophytes, but there are too few sites to be able to make an evaluation if the macrophytes like this bottom substrate. This shows that it is not only the secchi depth that is an important factor for the macrophyte distribution, but that also the bottom substrate has a key role. Figure 6 in Appendix A illustrates the distribution of macrophytes and the different bottom substrates in the lake.

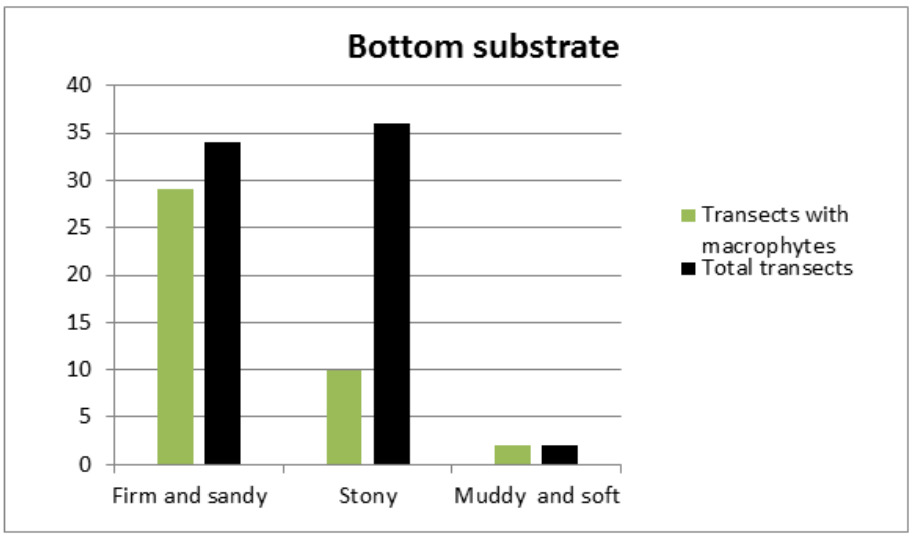


Figure 4: The macrophytes occurence in lake Ringsjön at 72 transects in relation to dominating bottom substrates.

In addition to light conditions and bottom substrate, Torben et al (2003) claims that steep slopes or grazing by fish or birds are sometimes limiting the macrophytes recovery in biomanipulated lakes. However the slopes in Lake Ringsjön are very gentle and are unlikely too steep for macrophytes to establish. The steepest parts have a gradient of 2 m depth difference on a stretch that is about 50 m long from the beach out to the center of the lake. The grazing of water fowls on the other hand might have had negative impact on the macrophyte recovery in Lake Ringsjön. In a study by Andersson & Nilsson (1999) it was concluded that herbivorous bird species like the mute swan (*Cygnus olor*) and the whooper swan (*Cygnus cygnus*) increased after 1989 in the area of Lake Ringsjön.

How large is the potential depth distribution area of submerged macrophytes compared to the actual distribution area in 2013?

Are we far from 25% coverage?

In 2013 the submerged macrophytes covers about 3,8 % of the lake bottom (table 1, figure 5). If they would cover all of the potential areas based on secchi depth only, they will have an estimated coverage of 33,8%. This would have been a success (i.e. well above the goal of at least 25% coverage).

Table 1: Estimated areas and percentage coverage of submerged macrophytes in Lake Ringsjön 2013.

Area	km2	%
Lake	40	100
Present macrophytes	1,5	3,8
Potential, secchi depth < 2m	13	33,8
Potential, secchi + Bottom substrate	7	18,7

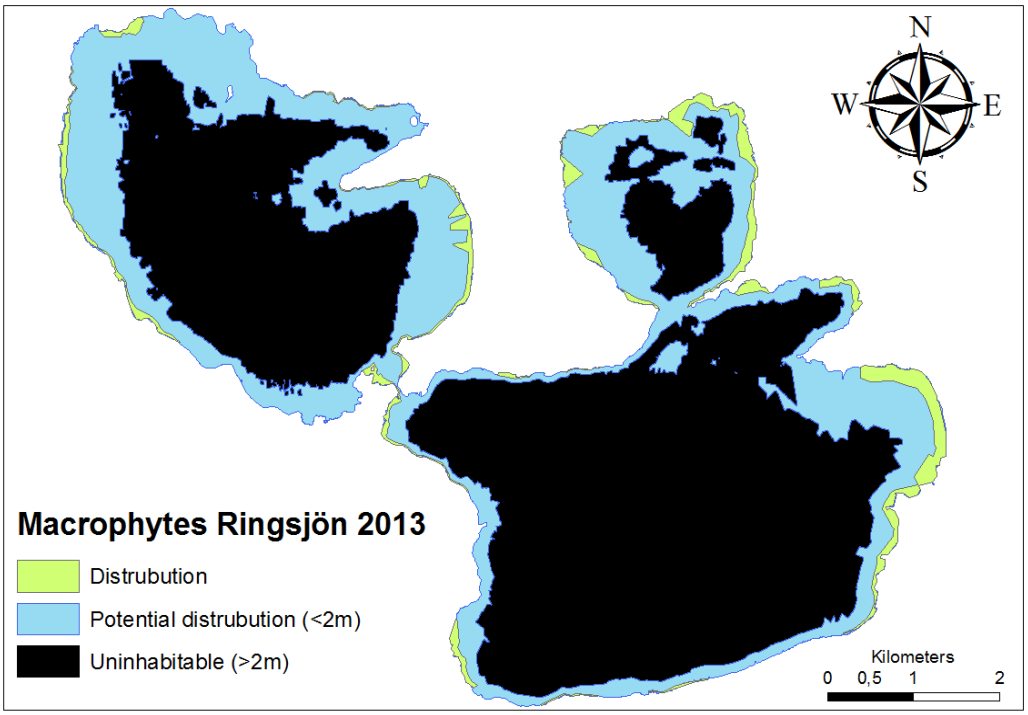


Figure 5: The map illustrates the distribution of submerged macrophytes in 2013 in the color green. The blue areas are the calculated potential distribution area based on secchi depth multiplied by 2. The black areas are where the depth is too large for macrophytes to establish. The present distribution of macrophytes in 2013 is far from covering all of the potential areas neither it covers the recommended 25%.

The macrophytes prefer areas with firm and sandy bottom. It is unsure if they also prefer the yellow muddy and soft bottom areas. This is because there are so few of these sites in the lake that it is not possible to evaluate. The sandy bottom covers about 55 % of the potential distribution depth. If the potential depth based on secchi depth is merged with the favored bottom substrate (removing the stony areas), the new potential distribution area has a coverage of 18,7 % instead of 33,8% that was based only on the secchi depth. This means that if macrophytes would populate all the potential distribution areas down to two meters depth, it's not enough to reach the recommendation of 25% coverage. As the value of actual macrophyte distribution in 2013 is very low with only 3,8

%, they have the possibility to spread over large areas. Even though the potential distribution area is smaller than the recommended area, focus should be on the actual distribution of macrophytes and to make them spread.

Over 40 percent of the bottom in the potential secchi depth area is stony which the macrophytes seem to be unable to colonizie. Regarding that more than half of the potential depth is sandy, the large areas with stony substrates may not be an issue.

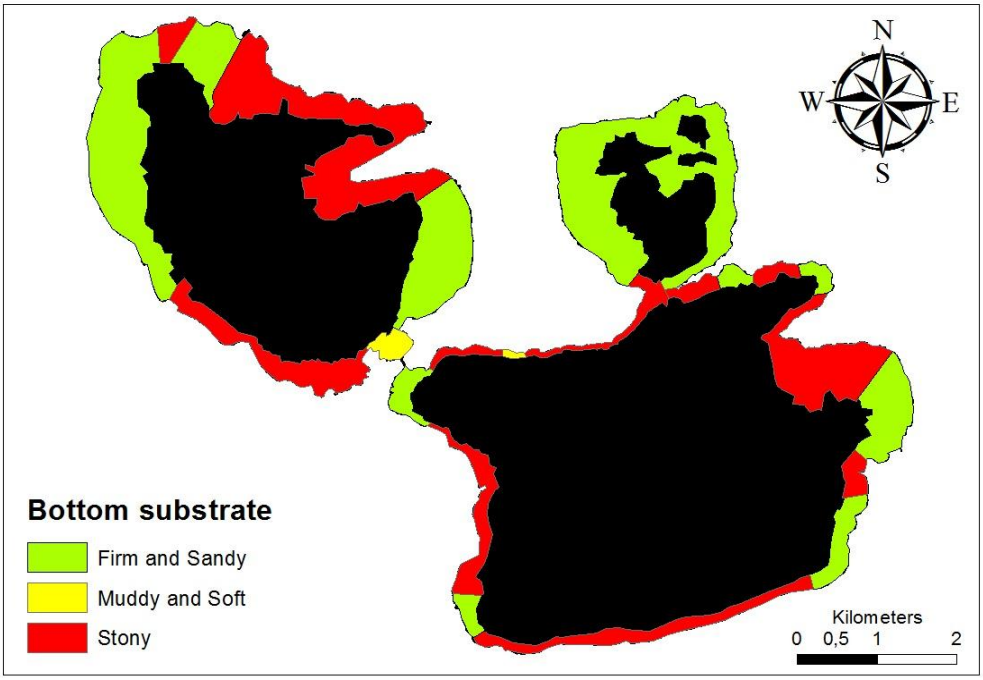


Figure 6: The map illustrates the bottom substrate in the potential distribution area based on secchi depth.

There are less steep slopes in Western Ringsjön than in the Eastern Ringsjön. Here are also more sandy bottoms that are good habitat for the macrophytes. In Sätofta there are a lot of shallow sandy bottoms, which is a good habitat (Appendix A).

> *If the recommendation of 25% bottom coverage is not reached in 2013, what actions needs to be taken to achieve this, and where are the potential best areas to increase coverage located?*

Transparent water is viewed as the foremost requirement to allow for optimal light conditions for aquatic plants to germinate (Bakker et al, 2013). Even though light condition doesn't seem to be the only limiting factor in Lake Ringsjön it is still important to continue the ongoing biomanipulation that has successfully improved the secchi depth. In a study where the effects of biomanipulation by fish removal was evaluated in Danish lakes, it was shown that a relapse to the pre-removal turbid state occurred approximately 14 years after the biomanipulation stopped (Søndergaard et al, 2008). Another issue could be that there are large breams in the lake that are feeding at the bottom and stirring up sediment, making the water turbid, but also preventing the establishment of macrophytes. This might have a negative impact on the macrophyte's recovery.

Even if successful biomanipulations can increase the abundance of macrophytes, it has generally proved to be difficult to get the original species composition and extent that existed before large-scale eutrophication (Bakker et al, 2013). Bakker et al (2013) clarifies that this could be due to impoverished regional species pools, where too large parts of the population has been lost, altered sediment characteristics and competition from large eutrophic macrophyte species.
A possible way to increase the amount of macrophytes is to improve habitats of stony bottoms by putting out sand. This could be done were the bottom has less deep slopes. But in the case of Lake of Ringsjön, there are still good areas for the macrophytes to live in that are not occupied. So there is no need to put out sand but rather to make the macrophytes enhance their distribution.

One way to help the macrophytes spread is by putting out new plants and seedlings. A recommendation is to have a few testing sites where some macrophytes should be planted. If this plantation results in good results and the macrophytes establish well, a bigger project of plantation of macrophytes could be started. Good areas for planting are Sätofta and eastern and western sides in Western Ringsjön. These areas have sandy bottoms that are gently sloping, suitable for macrophytes. The goal of plantation would be to reach a 25% cover of macrophytes in the lake. When it comes to planting macrophytes in order to improve water quality, it is important to keep in mind that some species are less suitable for this purpose. For instance, fast growing eutrophic species like Elodea Canadensis might fail to stabilize permanent clear water in the long term (Søndergaard et al, 2008).

Appendix A

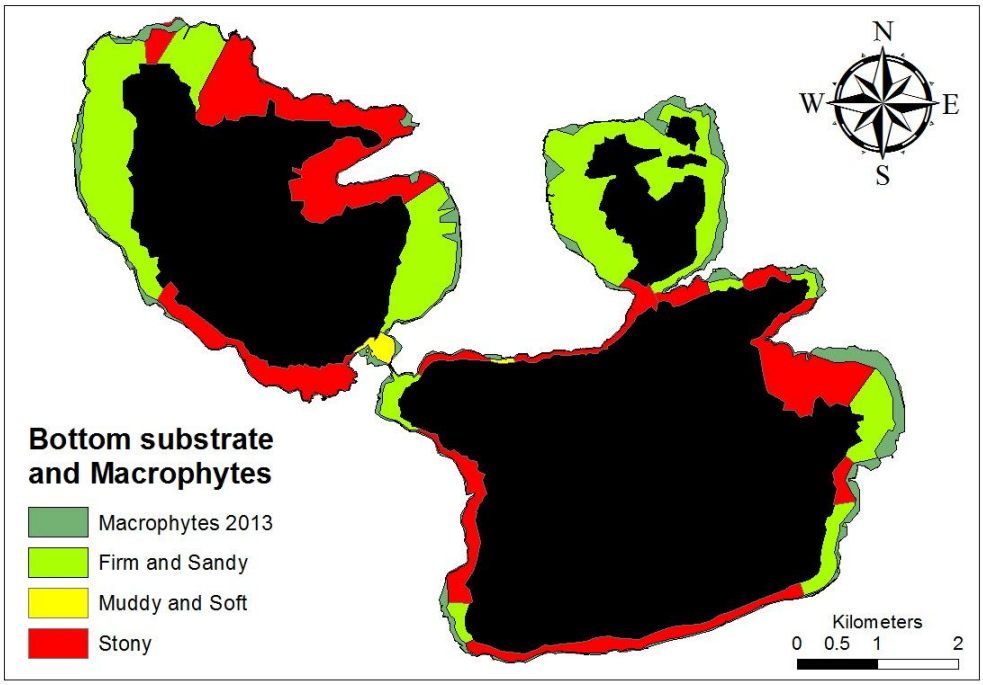


Figure 7: The map illustrates the bottom substrates in the potential distribution area and the actual distribution of macrophytes in 2013.

Appendix B

Table 2: All known macrophyte species present (X) in Lake Ringsjön 1951-2013. Biomanipulation occurred in 1988-1992 and 2005-2013.

Species	**1951**	**1992**	**1993**	**1996**	**2001**	**2002**	**2004**	**2006**	**2009**	**2012**	**2013**
Myriophyllum spicatum	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Potamogeton perfoliatus	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Potamogeton crispus	X	X	X	X	0	0	X	X	0	X	0
Stuckenia pectinata	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	0
Potamogeton lucens	X	X	X	X	X	X	0	X	X	X	X
Elodea canadensis	X	X	0	X	0	0	X	0	X	X	X
Potamogeton berchtoldii	0	0	0	0	0	0	0	0	X	X	X
Stuckenia filiformis	X	0	0	0	0	0	0	0	X	0	X
Callitriche hermaphroditica	X	0	0	0	0	0	0	0	X	X	X
Lemna trisulca	X	0	0	0	0	0	0	0	X	X	X
Eleocharis acicularis	X	0	0	0	0	0	0	0	0	X	X
Chara aspera	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X
Fontinalis antipyretica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X
Plantago uniflora	X	0	0	0	0	0	0	0	0	X	X
Potamogeton gramineus	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X
Ranunculus aquatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X
Utricularia vulgaris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0
Potamogeton obtusifolius	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0
Ruppia rostellata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0
Ranunculus reptans	X	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0
Chara stelligera	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Isoetes lacustris	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potagemoton natans	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrococtyle	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ranunculus peltatus	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scirpus palustris	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ranunculus circinatus	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamogeton friesii	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Najas flexilis	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myriophyllum alterniflorum	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratophyllum demersum	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polygonum amphibium	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chara fragilis	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamogeton Nitens	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Butomus umbellatus	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nuphar luteum	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scirpus lacustris	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

References

Algae be gone (2012) Utfiske http://www.algaebegone.dk/ringsjön/utfiskning (2014-06-02).

Almestrand. A., Lundh. A. (1951) *Studies on the vegentation and hyrochmistry of Scanian lakes I-II.* Lund: Lunds botaniska förening.

Andersson, G. & L. Nilsson (1999) *Autumn waterfowl abundance in Lake Ringsjön.* Kluwer, Amsterdam. Hydrobiologia 404: 41–51

Bakker. E. S., Sarneel. J. M., Gulati. R. D., Liu. Z, Donk. E (2013). *Restoring macrophyte diversity in shallow temperate lakes: biotic versus abiotic constraints.* Hydrobiologia 710:1, 23-37.

Britto, D. T. & Kronzucker, H. J. (2002). *NH4 toxicity in higher plants: a critical review.* Journal of Plant Physiology. 159: 567-584.

Hansson, LA., Enell, M., Bergman, E. (1999*). Lake Ringsjön: Its catchment area, its history and its importance.* Hydrobiologia 404: 1–7.

Meijer. M-L., Boois. I., Scheffer. M., Portielje. R., Hosper. H. (1999). *Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies*. Hydrobiologia 408/409: 13-30.

Nilsson, R., E-mail 2014-05-28

Strand, J.A. (1999) *Response of submerged macrophytes in Danish lakes to nutrient loading reductions and biomanipulation.* Developments in Hydrobiology (eds L. A. Hansson & E. Bergman) Kluwer, Amsterdam. Hydrobiologia 404: 113–21.

Strand. J.A. (1999) *The development of submerged macrophytes in Lake Ringsjön after biomanipulation.* Developments in Hydrobiology (eds L. A. Hansson & E. Bergman) Kluwer, Amsterdam. Hydrobiologia 404, 113–21.

Svensson. L., Lindahl. J (2003) *Förslag till åtgärdsprogram för Ringsjön.* Osby

Søndergaard. M., Liboriussen. L., Pedersen A.R., Jeppesen E. (2008) *Lake Restoration by Fish Removal: Short- and Long-Term Effects in 36 Danish Lakes Aarhus, Denmark*. Ecosystems 11: 1291–1305

Torben L. L., Jensen. J.P, Jeppesen E. & Søndergaard. M. (2003) *Response of submerged macrophytes in Danish lakes to nutrient loading reductions and biomanipulation.* Developments in Hydrobiology, Kluwer, Amsterdam. Hydrobiologia 506–509, 641–649

Trybom, F. (1893) *Ringsjön I Malmöhuslän, dess naturförhållanden och fiske*. Medd Kongl. Lantbruksstyrelsen. 4:3-36 (In swedish).

Weisner, S., J. Strand & H. Sandsten (1997) *Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes.* Oecologia 109: 592–599.

Kan turbiditetsmätningar användas för att uppskatta fosforkoncentrationer i vattendrag?

En fallstudie från Ringsjöns avrinningsområde

Anna Pettersson

2014

Miljövetenskap
Examensarbete för masterexamen 30 hp
Lunds universitet

Kan turbiditetsmätningar användas för att uppskatta fosforkoncentrationer i vattendrag?

En fallstudie från Ringsjöns avrinningsområde

Anna Pettersson

2014

Handledare:

Per Nyström, Algae Be Gone!

Algae Be Gone!

EUROPEISKA UNIONEN
Europeiska regionala utvecklingsfonden

Interreg IV A
ÖRESUND – KATTEGAT – SKAGERRAK

Abstract

Like many other lakes, Lake Ringsjön in Sweden has a long history of eutrophication problems. Eutrophication of lakes is mainly due to surplus of phosphorus. Most phosphorus reaches Lake Ringsjön from adjacent watercourses. In order to initiate action plans to reduce phosphorus concentrations in the lake, it is of great importance to know which watercourses have high phosphorus concentrations. Phosphorus analysis, however, is expensive and therefore a simple and cost efficient method of measurement is of great interest. In this study, the relationship between turbidity and total phosphorus concentration was investigated in Kvesarumsån and Hörbyån, two different watercourses in the catchment area of Lake Ringsjön. A positive relationship between turbidity and phosphorus concentration is expected, as phosphorus often is bound to particles in water. Water samples were collected at two occasions, at 5 respectively 10 sites in Kvesarumsån and Hörbyån. A significant positive relationship between turbidity and phosphorus concentration was found in both watercourses. However, it was found that the same value of turbidity corresponds to higher phosphorus concentrations in Hörbyån, as compared to Kvesarumsån. This is likely a result of the large proportion of agricultural land in the catchment of Hörbyån in comparison to that of Kvesarumsån, which is dominated by forest. Equations obtained from the positive relationships were used to estimate phosphorus concentrations from turbidity measurements in watercourses throughout entire catchment area. In total, turbidity was measured at 72 sites. GIS was useful to visualize and interpolate the results. The most turbid watercourses are located in agricultural areas and a significant relationship between turbidity and the proportion of agricultural land upstream each test point was found. Other factors, such as proportion of drained land, water flow and soil phosphorus concentrations, were also tested for relationship with turbidity. These variables, however, did not show any significant relationship with turbidity. Hörbyån and the small watercourses south of Ringsjön were estimated to have the highest phosphorus concentrations. It is therefore suggested that these watercourses should be prioritized in remediation efforts – especially Hörbyån, which has a considerable water flow and an estimated external phosphorus loading of about 50 % of the total external loading in the catchment.

1 Inledning **1**
1.1 Syfte 1
2 Bakgrund **2**
2.1 Ringsjön och dess avrinningsområde 2
2.1.1 Övergödningsproblematik samt åtgärdsarbeten genom åren 3
2.2 Fosfor och övergödningsproblematik 4
2.2.1 Fosforformer 5
2.2.2 Förekomst och omsättning av fosfor i mark och vatten 5
2.2.3 Fosfortransport från mark till vatten 6
2.2.4 Åtgärder för att minska fosforförluster 8
2.3 Fosforsituationen i Ringsjön och dess tillrinnande vattendrag 9
2.4 Turbiditet och dess samband till fosforkoncentration 12
3 Material och metod **13**
3.1 Vattenprover – provtagning och analys 13
3.2 Statistiska analyser 14
3.3 Jordprover – provtagning och analys 15
3.4 Visualisering, interpolering och uträkningar av resultat med hjälp av GIS 16
4 Resultat **17**
4.1 Samband mellan turbiditet och fosforkoncentration 17
4.2 Turbiditet och vattenföring i avrinningsområdet 19
4.3 Jordprover 20
4.4 Modellerad fosforkoncentration i avrinningsområdet 21
5 Diskussion **23**
5.1 Sambandet mellan turbiditet och fosforkoncentration 23
5.2 Faktorer som påverkar turbiditeten 24
5.3 Jordprover 25
5.4 Modeller över turbiditet och fosforkoncentration 26
6 Slutsatser **27**
7 Tack **27**
8 Referenser **28**

1 Inledning

Övergödning är ett utbrett problem i hav, sjöar och vattendrag. Tecken på övergödning är bland annat algblomning, igenväxning, syrefattiga bottnar och låg biodiversitet (Bergström et al. 2008). För att komma tillrätta med övergödning och andra miljöproblem i vatten införde EU år 2000 ett ramdirektiv för vatten. Vattendirektivet omfattar sjöar, vattendrag, grundvatten och kustvatten, och syftar till att skydda samt förvalta dessa vattenförekomster. Arbetet med vattenförvaltningen sker utifrån avrinningsområden eftersom att en vattenförekomst skyddas bäst om man ser till dess helhet. Målet är att samtliga vatten ska uppnå god status till år 2015 (Europeiska kommissionen 2010). Ringsjön i Skåne är en kraftigt övergödd sjö och ett exempel på en vattenförekomst där det inte anses rimligt att nå målet till år 2015. Sjön har fått förlängd tidsfrist till år 2021 och förhoppningsvis är det möjligt att nå målet till dess (VISS 2014a, b). Ringsjön fick problem med övergödning redan i slutet på 1800-talet (Trybom 1893). Som värst var det under 1960–70-talen (Hansson et al. 1999). Sedan dess har situationen sakta förbättrats men det återstår fortfarande mycket arbete för att Ringsjön ska uppfylla målet för god status enligt vattendirektivet (Hansson et al. 1999; VISS 2014a, b). En viktig bidragande orsak till övergödning i framförallt sötvatten är överskott av näringsämnet fosfor (Bergström et al. 2008). Ringsjön tar varje år emot flera ton fosfor från tillrinnande vattendrag (Bengtsson 2005–2014). Vattendragen har dessförinnan tagit emot den största delen av fosforn från omgivande jordbruksmark, men också från skogsmark, avloppsreningsverk, enskilda avlopp och andra punktkällor (SMHI 2014).

1.1 Syfte

I Ringsjöns avrinningsområde, liksom i andra avrinningsområden med stor fosforbelastning, är det av stor nytta att veta var de höga fosforkoncentrationerna finns. Denna information är framförallt viktig vid åtgärdsarbete, såsom planering av nya våtmarker och skyddszoner, då det är viktigt att åtgärderna sker på rätt plats. Att mäta fosforkoncentration i vattendrag över ett helt avrinningsområde blir dock dyrt eftersom fosforanalyser sker på ackrediterade laboratorier. Därför är det av stort intresse med en kostnadseffektiv metod som kan användas som substitut för fosforanalyser. Fosfor som transporteras med vattendrag är ofta bunden till partiklar, och ju mer partiklar det finns i vattnet desto grumligare är det (Grayson et al. 1996; Bydén 2003). Att mäta turbiditet (dvs. grumlighet) i vatten är en mycket snabb och enkel metod som kan utföras av provtagaren själv. Huvudsyftet med detta examensarbete är att utvärdera om turbiditetsmätningar är en bra och kostnadseffektiv metod för att uppskatta fosforkoncentrationer i vattendrag inom Ringsjöns avrinningsområde. För att ta reda på detta har det undersökts huruvida det finns ett linjärt positivt samband mellan turbiditet och totalfosfor i Kvesarumsån och i Hörbyån, vilka är två vattendrag i avrinningsområdet. Kvesarumsån är ett vattendrag som mestadels rinner genom skogsmark, medan Hörbyån är ett relativt påverkat vattendrag som rinner genom stora jordbruksområden. Två olika typer av vattendrag valdes för att undersöka om förhållandet mellan turbiditet och fosforkoncentration skiljer sig mellan vattendragen. Resultaten från Kvesarumsån och Hörbyån användes sedan för att uppskatta fosforkoncentrationer utifrån turbiditetsmätningar i hela avrinningsområdet. GIS (geografiska informationssystem) användes för att skapa ett kartunderlag som syftar till att ge en överblick över vattendrag med potentiellt höga fosforkoncentrationer. Resultaten från turbiditetsmätningarna användes även för att undersöka om olika typer av markanvändning kan förklara variationer i uppmätt turbiditet, samt om variationer i vattenflöde har någon inverkan på turbiditeten. Som ett komplement till vattenproverna har dessutom markbunden fosfor analyserats med hjälp av en handhållen XRF-analysator. Detta gjordes i syfte att översiktligt undersöka eventuella skillnader i fosforkoncentration mellan olika marktyper samt om det fanns ett samband mellan markfosforkoncentration och turbiditet i angränsande vattendrag.

2 Bakgrund

2.1 Ringsjön och dess avrinningsområde

Ringsjön är belägen i mellersta Skåne och tillhör kommunerna Höör, Hörby och Eslöv. Med sin totala yta på 40 km^2 är Ringsjön Skånes näst största sjö. Sjön är uppdelad i tre delar: Sätoftasjön, Östra Ringsjön samt Västra Ringsjön (Fig. 1). Vid Västra Ringsjön har sjön sitt utlopp i Rönneå, som mynnar ut i Kattegatt. Ringsjön har 14 tillflöden. De största är Höörsån och Kvesarumsån, som mynnar ut i Sätoftasjön, samt Nunnäsbäcken, Hörbyån och Snogerödsbäcken, som mynnar ut i Östra Ringsjön (Ringsjökommittén 1991). Tillsammans bildar tillflödena ett 395 km^2 stort avrinningsområde (Bengtsson 2012).

Genom Ringsjöns avrinningsområde, i nordvästlig till sydostlig riktning, går Tornquistzonen, den sprickzon som går genom hela Skåne och som utgör gränsen mellan urberg i norr och sedimentära bergarter i söder (Hansson et al. 1999; Andréasson 2006). Skillnaden i underliggande berggrund ligger till stor del bakom avrinningsområdets uppdelning i två skilda landskapstyper; jordbrukslandskap i sydväst samt skogslandskap i norr och nordost (Åkerman 1985). I sydväst, där urberget överlagras av sedimentära bergarter såsom lerskiffrar, siltsten och sandsten, är de dominerande jordarterna sandig och lerig sandig morän samt moränlera (Åkerman 1985; SGU 2014). Lerhaltiga moräner är mycket näringsrika jordarter, och genererar därför goda jordbruksförhållanden i detta område (Åkerman 1985; Hansson et al. 1999). Den norra och nordöstra delen av avrinningsområdet har en högre altitud (ca 110–150 m ö.h.) jämfört med den sydvästra delen (ca 60–100 m ö.h.; Hansson et al. 1999). Berggrunden består av gnejs och granit, vilka överlagras av sandig morän, isälvssediment och kärrtorv. Marken är inte optimal för jordbruk, då sandig morän är en relativt näringsfattig jordart och dessutom är landskapet småkuperat och stenigt. Den övervägande delen av markytan utgörs av skogsmark (Åkerman 1985; SGU 2014).

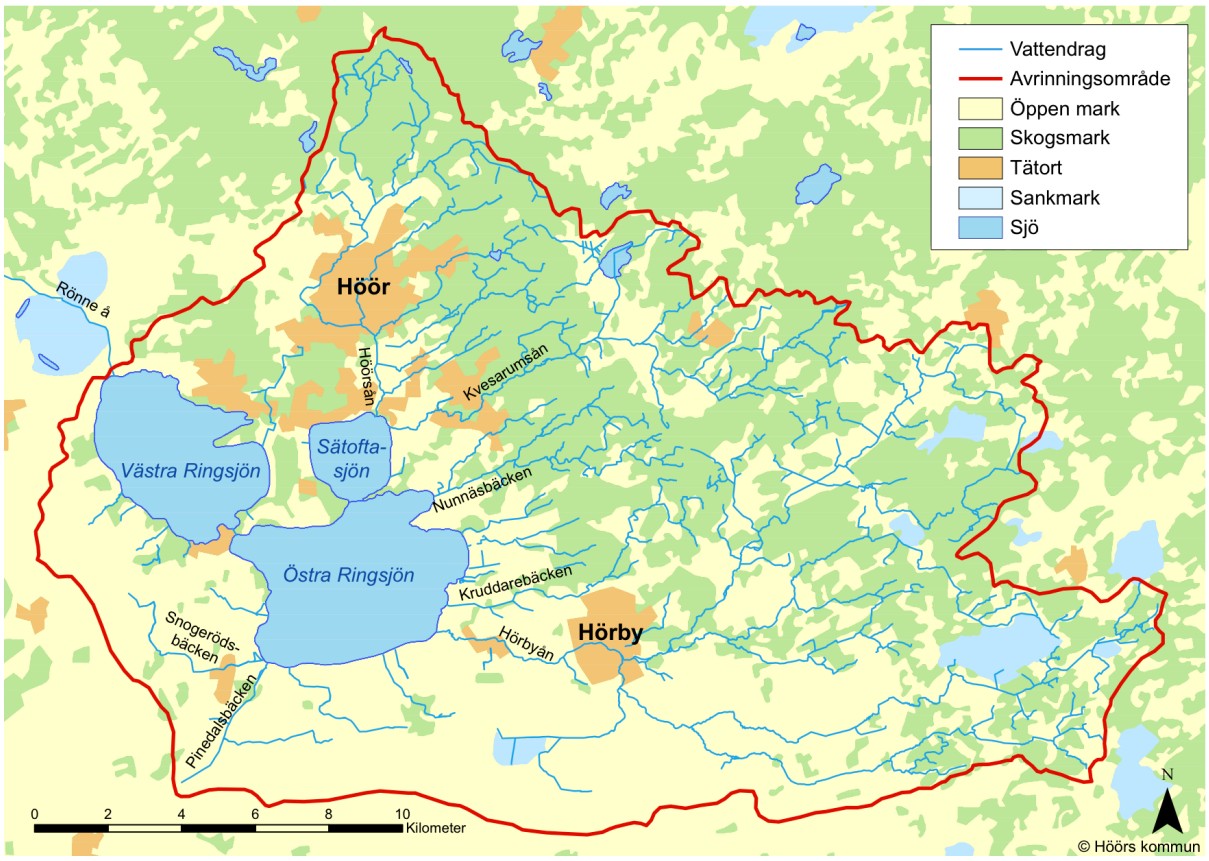


Fig. 1. Ringsjön och dess avrinningsområde.

Fig. 2. Algblomning i Ringsjön. Foto: Per Nyström.

2.1.1 Övergödningsproblematik samt åtgärdsarbeten genom åren

År 1883 gjordes en sjösänkning av Ringsjön på 1,5 m, motsvarande 25 % av dess volym. Syftet var att öka jordbruksarealen. Tillsammans med nya jordbruksmetoder ledde sjösänkningen till en ökad biologisk produktion i sjön och därmed början på de övergödningsproblem som finns idag (Hansson et al. 1999). De första tecknen på övergödning dokumenterades år 1892 i form av kraftiga algblomningar (Fig. 2; Trybom 1893). Därefter försämrades situationen gradvis och blev som värst under 1960–70-talen. I mitten av 60-talet avråddes allmänheten från bad i sjön. År 1968 blev kor som druckit vatten från Östra Ringsjön sjuka. Flera av dem dog senare, troligen till följd av förgiftning från toxinproducerande blågröna alger (Hansson et al. 1999). Detta var det första registrerade fallet av algförgiftning i Sverige (Länsstyrelsen Skåne 2012). Mot slutet av 60-talet hade också grumligheten i sjön ökat kraftigt och siktdjupet hade minskat till endast 1 m, vilket var 1–1,5 m mindre jämfört med 70 år tidigare (Hansson et al. 1999). Med tiden förändrades fisk- samt fågelfaunan och näringsämneshalterna (fosfor och kväve) ökade kraftigt (Länsstyrelsen Skåne 2012). Ringsjöns dåliga tillstånd ledde år 1980 till bildandet av Ringsjökommittén (numera Ringsjöns vattenråd), med representanter från bland annat Ringsjökommunerna, Länsstyrelsen, fiskeorganisationer och naturvårdsorganisationer. Ringsjökommitténs syfte var att arbeta för en förbättrad vattenkvalité i Ringsjön. År 1985 förklarades Ringsjön och dess avrinningsområde som ett särskilt föroreningskänsligt område. Detta innebar bland annat införandet av de så kallade Ringsjöföreskrifterna, vilka innehöll restriktioner för gödselanvändning, gödsellagring samt avlopp (Ringsjökommittén 1991). Detta, tillsammans med att Hörby och Höörs reningsverk införde kemisk rening av fosfor på 1970-talet, bidrog till att näringshalterna i Ringsjöns tillrinnande vattendrag minskade. Dock innebar det inte slutet på problemen, eftersom näringshalterna fortfarande var alltför höga och algerna gynnades fortfarande (Länsstyrelsen Skåne 2012).

I början av 90-talet genomfördes den första utfiskningen av sjön, i syfte att kraftigt minska karpfiskpopulationen. Fisksammansättningen hade nämligen förändrats, med övervikt av karpfisk i förhållande till rovfisk (Bergman et al. 1999). Detta får flera konsekvenser. Dels äter karpfisk djurplankton, vilka är viktiga då de håller nere mängden växtplankton. Karpfisk kan även konkurrera med rovfiskbeståndet, eftersom karpfiskarna äter samma föda som rovfiskens yngel. Dessutom letar karpfisk ofta föda i bottensedimentet, vilket kan leda till att sedimentbunden fosfor frigörs och att vattnet grumlas ytterligare (Bergman et al. 1999;

Ringsjöns vattenråd 2005a). Utfiskningen ledde till att Ringsjöns tillstånd förbättrades, vilket bland annat yttrade sig i ett ökat siktdjup. Effekterna av utfiskningen höll dock inte i sig särskilt länge. Efter provfiske åren 2001 och 2002 upptäcktes det att karpfiskbeståndet återigen var i övervikt i förhållande till rovfiskbeståndet (Ringsjöns vattenråd 2005b). År 2005 återupptogs därför utfiskningen och denna pågår än idag (Algae Be Gone 2012a).

Under åren 1963 till 1987 användes Ringsjön som dricksvattentäkt och som mest fick cirka 250 000 invånare sitt dricksvatten från sjön (Hansson et al. 1999). Bland annat beroende på Ringsjöns dåliga vattenkvalité flyttades dricksvattentäkten till sjön Bolmen efter färdigställandet av Bolmentunneln år 1987 (Hansson et al. 1999; Länsstyrelsen Skåne 2012). Numera används Ringsjön som reservvattentäkt för nästan 800 000 skåningar (Länsstyrelsen Skåne 2012). Även om Ringsjöns vattenkvalité sakta har förbättrats sedan 1970-talet, så återstår mycket arbete för att komma tillrätta med problemen. Sedan några år tillbaka arbetar det EU-finansierade vattenvårdsprojektet ”Algae Be Gone!” med kostnadseffektiva metoder för att komma tillrätta med algblomning i Ringsjön (Algae Be Gone 2012b).

2.2 Fosfor och övergödningsproblematik

Näringsämnet fosfor har en gödande effekt på växter och det största användningsområdet av fosfor är just som gödningsmedel (Brady & Weil 2008). Intensiv gödsling tillsammans med utsläpp från till exempel avloppsreningsverk och industri kan bidra till överskott av fosfor. Detta kan leda till problem framförallt i akvatiska ekosystem, då överskottet resulterar i övergödning. Övergödning till följd av fosföröverskott är särskilt ett problem i sötvatten, där fosfor oftast är det tillväxtbegränsande ämnet. I hav är det i regel kväve som är tillväxtbegränsande istället (Brady & Weil 2008). När fosfor tillförs vattnet i en sjö så ökar tillväxten av alger och cyanobakterier, vilket kan leda till kraftiga algblomningar. När algerna och bakterierna dör sjunker de till bottnen och bryts ned. Vid nedbrytningen åtgår mycket syre, vilket kan leda till syrebrist. Syrebrist i sin tur leder ofta till minskad biodiversitet samt ökad intern belastning av fosfor. Dessutom bidrar algblomning till att vattnet blir mindre tilltalande i rekreationssyfte för oss människor (Bergström et al. 2008).

Enligt Sveriges miljökvalitetsmål ”Ingen övergödning” är målsättningen: "*Halterna av gödande ämnen i mark och vatten ska inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningar för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten"*. Miljömålet beräknas enligt senaste prognosen inte att kunna nås till år 2020, vilket var den ursprungliga förhoppningen, men utvecklingen bedöms vara positiv. Ett viktigt steg för att nå målet i sötvatten är att fosforkoncentrationen minskar på de platser där den är för hög (Naturvårdsverket 2013). År 2000 antogs EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG), vars huvudmål är att samtliga vattenförekomster ska uppnå god ekologisk och kemisk status fram till år 2015, med vissa undantag som har fått förlängd tidsfrist (EU 2000). Den ekologiska statusen syftar i första hand på biologiska kvalitetsfaktorer som bedöms utifrån bottenfauna, alger och fisk. Om den biologiska kvalitetsfaktorn har klassats som god, behöver detta även stödjas av fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer, där fosforkoncentration är en av parametrarna. Totalfosforkoncentrationen används bland annat för klassificering av sjöar och beroende på koncentrationen klassas statusen som dålig, otillfredsställande, måttlig, god eller hög (Tabell 1). EK står för Ekologisk Kvalitetskvot och motsvaras av kvoten mellan beräknade referensvärden och observerade värden (Tabell 1). Varje sjö och vattendrag har ett unikt referensvärde. För fosfor kan värdet beräknas utifrån en ekvation (se Naturvårdsverket 2007) där man bland annat behöver veta sjöns eller vattendragets medeldjup, höjd över havet samt absorbans. EK-värden varierar mellan 0 och 1, där höga värden betyder hög ekologisk status och låga värden betyder dålig ekologisk status (Naturvårdsverket 2007). Innan den nuvarande statusklassningen togs i bruk fanns det fastställda riktvärden för totalfosforkoncentration, som avgjorde vilken klass en sjö eller ett vattendrag hade med avseende på fosfor (Tabell 2; Naturvårdsverket 1999).

Tabell 1. Gällande statusklassificering av totalfosfor i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2007).

Status	Klassgräns (EK-värde)
Hög	0,7≤EK
God	0,5≤EK<0,7
Måttlig	0,3≤EK<0,5
Otillfredsställande	0,2≤EK<0,3
Dålig	EK<0,2

Tabell 2. Tillståndsklassning av sjöar gällande totalfosfor, enligt tidigare bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999).

Klass	Benämning	Halt (µg/l) maj–oktober	Halt (µg/l) augusti
1	Låga halter	≤12,5	≤12,5
2	Måttligt höga halter	12,5–25	12,5–23
3	Höga halter	25–50	23–45
4	Mycket höga halter	50–100	45–96
5	Extremt höga halter	>100	Ej def.

2.2.1 Fosforformer

Fosfor förekommer både i organiska och i oorganiska former. Ämnet kan också befinna sig i löst form eller vara bundet till partiklar av olika slag. Fosfor i löst form är oftast direkt biologiskt tillgänglig, medan partikulär fosfor oftast behöver genomgå någon form av lösningsreaktion för att bli tillgänglig för organismer (Ulén 2005). Partikelbunden fosfor är ofta bunden till organiskt material eller till lerpartiklar (Brady & Weil 2008). Fosfor i löst form förekommer oftast som fosfatjoner ($H_2PO_4^-$ och HPO_4^{2-}). Dessa kan binda till metalljoner, främst aluminium, järn och kalcium (Bergström et al. 2008). Vilken metalljon som binds till fosfat beror främst på rådande pH-värde; bindningar till kalcium ökar vid ökande pH-värde medan bindningar till aluminium och järn ökar med minskande pH-värde (Brady & Weil 2008). Fosfor är som mest löslig vid pH-värden mellan 6,5 och 7,5 (Malgeryd et al. 2008). Fosfor bunden till trevärt järn kan vid syrefria förhållanden med tillgång på organiskt material frigöras till fosfat. Denna reaktion är ofta ett problem i övergödda sjöar eftersom den kan frigöra stora mängder sedimentbunden fosfor (Bergström et al. 2008).

Den organiska delen av fosfor i marklösningen utgör typiskt 25–65 % av markens totala fosforinnehåll (Bergström et al. 2008). Organisk fosfor är ofta bunden till humus eller levande mikroorganismer, men även organisk fosfor kan förekomma i löst form. Löst organisk fosfor är ofta mer rörlig än lösta fosfater. Detta beror på att löst organisk fosfor inte adsorberar så lätt till partiklar i jorden (Brady & Weil 2008). I Sverige är den genomsnittliga andelen löst fosfor i vatten som kommer från åkermark cirka 45 % av den totala fosformängden, men variationen är stor (ca 20–85 %; Malgeryd et al. 2008). Höga koncentrationer av löst fosfor kan bland annat bero på enskilda avlopp, förekomst av mycket stallgödsel, desorption från jorden vid snösmältning eller vid kraftiga regn. På de platser där andelen partikulär fosfor är hög är ofta inverkan från jorderosion stor (Bergström et al. 2007).

2.2.2 Förekomst och omsättning av fosfor i mark och vatten

Under mitten av 1900-talet upptäcktes det att höga fosforkoncentrationer i marken ökade bördigheten och genererade skördeökningar (Bergström et al. 2008). Detta ledde till att det spreds stora mängder mineralgödsel på åkermarken i syfte att öka markens fosforkoncentration, vilket, tillsammans med stallgödsel, har bidragit till att fosfor har ackumulerats i åkermark i Sverige och i många andra industrialiserade länder. Den fosforackumulation som skett kan dels ses som en tillgång för jordbruksproduktionen, men den ökar också risken för fosfortransport till vatten där det kan orsaka övergödning. Idag utgör fosforförluster från jordbruket den största andelen – cirka 50 % – av alla fosforförluster till vatten i Sverige (Bergström et al. 2008). Resterande del kommer främst från enskilda avlopp i landsbygden, avloppsreningsverk, industrier samt skogsmark. Under 1950–70-talen såg det dock annorlunda ut. Då var avloppsreningsverk och industrier de överlägset största utsläppskällorna. Fosforutsläppen minskade betydligt i samband med att omhändertagandet av avloppsvattnet utvecklades och att nya effektivare avloppsreningsverk byggdes (Bergström et al. 2008).

Bakgrundskoncentrationen av totalfosfor i vattendrag som har haft en ytterst liten påverkan från mänskliga aktiviteter ligger på 5–25 µg/l (Bydén 2003). Koncentrationen i vattendrag som har påverkats av mänskliga aktiviteter varierar mycket. I en undersökning utförd av Jordbruksverket varierade fosforkoncentrationen i vattendrag som passerar genom jordbruksmark mellan 16 och 486 µg/l. Vid de åkermarker som hade höga koncentrationer av fosfor fanns även vattendragen med högst fosforkoncentrationer (Bergström et al. 2008). Enligt nationell statistik baserat på 1674 jordprover är medelkoncentrationen av fosfor i svensk jordbruksmark 810 mg/kg i matjord (0–20 cm ner från markytan) och 510 mg/kg i alv (40–60 cm). I matjord var den lägsta respektive högsta uppmätta fosforkoncentrationen 180 mg/kg och 3270 mg/kg. I alven var motsvarande koncentrationer 70 mg/kg respektive 2120 mg/kg (Andersson et al. 1998). På svenska åkrar tillförs det i genomsnitt 13 kg fosfor per hektar och år (Fig. 3). Av detta beräknas 8 kg komma från stallgödsel och 5 kg från mineralgödsel. En liten del kommer också från avloppsslam, atmosfäriskt nedfall och i form av utsäde. Den genomsnittliga bortförseln genom skörd är 11 kg/ha. Totalt bildas ett överskott på 1,8 kg/ha. Av detta adderas den största delen (1,5 kg) till markförrådet medan resterande förs bort med vatten. Markförrådet innehåller genomsnittligen 2000 kg fosfor per hektar. Nästan all fosfor i markförrådet är bunden fosfor, varav 500–1300 kg/ha är organiskt bunden och 700–1500 kg/ha är oorganiskt bunden. Markvätskan innehåller endast 1 kg/ha, motsvarande 0,1–1 mg/l. Detta är dock tillräckligt för att orsaka övergödning om vattnet når närliggande vattendrag (Malgeryd et al. 2008).

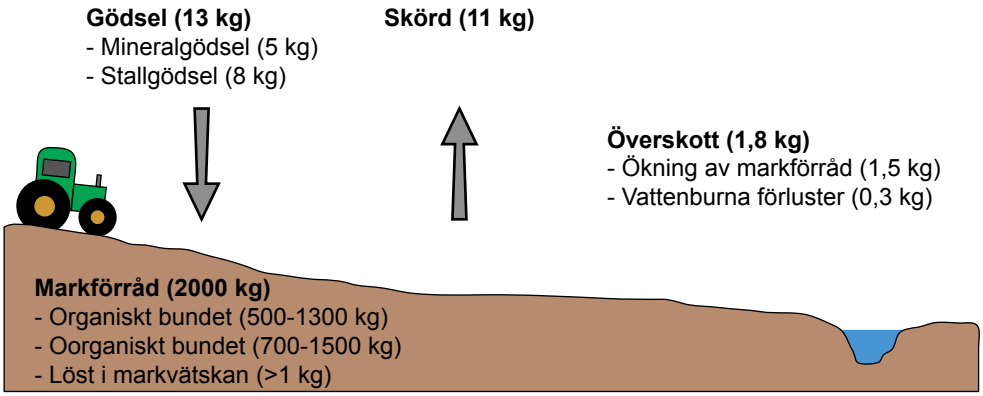


Fig. 3. Ungefärlig omsättning av fosfor per hektar och år i svensk åkermark (baserad på litteraturuppgifter från Malgeryd et al. 2008).

2.2.3 Fosfortransport från mark till vatten

Fosfor kan transporteras både i löst och i partikelbunden form. Ofta sker transporten snabbt under specifika perioder. Det brukar sägas att 90 % av fosforförlusterna kan ske från 10 % av arealen och 1 % av tiden (Malgeryd et al. 2008). Den största delen av fosforförluster från mark till vatten sker från åkermarker. Fosforförlusterna sker främst till följd av borttransport med hjälp av vatten. Vilken transportväg som vattnet tar beror bland annat på markens infiltrationskapacitet, förekomst av frusen mark samt regnintensitet. Fosfor transporteras vanligen till vattendrag genom ytavrinning, infiltration via markprofilen till dräneringsledningarna eller genom erosion i diken (Fig. 4; Bergström et al. 2008).

Ytavrinning uppstår när vatten rinner på markytan ner till ett vattendrag, dike eller brunn, istället för att infiltreras i marken (Fig. 5). Detta uppstår vanligen när nederbördsintensiteten är större än markens infiltrationskapacitet eller då vattnet inte kan infiltreras i marken på grund av tjälad mark, eller då grundvattnet når upp till markytan (t.ex. efter långvarigt regn; Alström & Wedding 2013). Vid ytavrinning kan jorden lätt eroderas och jordpartiklar förs då

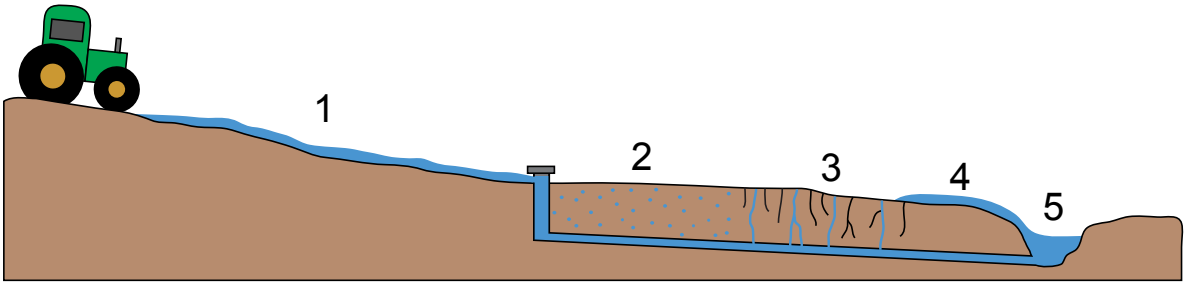


Fig. 4. Transportvägar (1–5) som kan transportera fosfor från mark till vatten (modifierad från Bergström et al. 2008). 1. Ytavrinning på en sluttande åker där vattnet fångas upp i en ytvattenbrunn. 2. Infiltration i en sandig jord där vattnet fångas upp i dräneringsledningen. 3. Makroporflöde till dräneringsledningen i en lerig jord med sprickor. 4. Ytavrinning där vattnet rinner direkt ner till angränsande vattendrag. 5. Erosion direkt vid vattendragets kant.

bort med vattnet (Bergström et al. 2008). Till en början bildas ofta små rännilar i åkermarken där vattnet transporteras. Dessa övergår senare till större vattenansamlingar vid svackor, där erosionen brukar bli extra kraftig (Alström & Wedding 2013). Ytavrinningen är oftast större i de norra delarna av Sverige, där marken brukar vara frusen under snösmältningen. I södra Sverige är det vanligt att marken hunnit tina vid snösmältningen och då hinner vattnet infiltreras i marken (Ulén 2005). Förutom markens infiltrationskapacitet påverkas ytavrinningen också av faktorer som fältlutning, vegetationstäcke, hur marken bearbetas samt jordart. Silt och lera är de jordarter som bidrar till störst ytavrinningsförluster. Siltjordar är erosionskänsliga. Lerjordar är inte lika erosionskänsliga, men de partiklar som transporteras bort är så små att de kan transporteras långa sträckor (Bergström et al. 2008).

På dränerad jordbruksmark kan även vatten som infiltreras i marken bidra till fosfortransport, eftersom vattnet transporteras vidare till vattendragen genom dräneringsledningarna. Ofta är jordbruksmark med högt ler- och siltinnehåll dränerad (Bergström et al. 2007). Om vattnet infiltrerar genom en markprofil bestående av enkelkornsjord (t.ex. sand) där jordpartiklarna inte sitter ihop i aggregat, är det främst löst fosfor som kan följa med vattnet. Om vattnet däremot passerar genom en aggregerad jord (t.ex. lerig jord), där jordpartiklarna sitter ihop i stora och små aggregat, kan vattentransporten ske genom sprickor mellan aggregaten – så kallat makroporflöde. Detta orsakar ofta inre erosion, vilket innebär att partiklar slits bort från porernas väggar och följer med vattnet. Således kan även partikelbunden fosfor följa med (Bergström et al. 2008). Makroporflöde är vanligast i leriga jordar, då det lätt kan bildas sprickor i dessa (Malgeryd et al. 2008). Till skillnad från ytavrinningen är mängden infiltration större i de södra delarna av landet jämfört med de norra (Ulén 2005). Tidigare ansågs erosion till följd av ytavrinning vara den största bidragande orsaken till fosforförluster. Dock har det konstaterats mycket fosfor i diken och vattendrag där det inte har skett någon ytavrinning, vilket innebär att fosforn främst har kommit via dräneringssystem (Bergström et al. 2008). Fosforförluster från dräneringsledningar har i olika undersökningar varierat mellan 12

Fig. 5. Kraftig ytavrinning från åkermark direkt till dike (från Alström & Wedding 2013).

och 60 % av de totala fosforförlusterna (Bergström et al. 2007). Vatten som infiltrerar jorden kan, förutom dräneringsledningarna, givetvis även nå grundvattnet, men detta vatten brukar ha ytterst låg fosforkoncentration. Detta beror på att vattnet har transporterats under en lång tid och normalt passerar genom jordlager som binder fosforn (Bergström et al. 2008).

Även erosion i diken kan utgöra en stor källa till fosforförluster. I en studie från Danmark har erosion i diken och bäckar visat sig utgöra 15–40 % av fosforförlusterna från jordbruksmark (Laubel et al. 2003). Liknande resultat har dokumenterats från England (1–54 %; Walling et al. 2008). Erosion i diken påverkas av bland annat flöde, dikesvinkel samt förekomst av erosionskänsliga material (Laubel et al. 2003).

Sammanfattningsvis finns det alltså flera olika mekanismer som avgör hur fosfor når våra vattendrag. Vilka mekanismer som dominerar avgörs till stor del av klimat samt marktyp och jordart, men även förekomst av dränerad mark kan ha en stor betydelse.

2.2.4 Åtgärder för att minska fosforförluster

Det finns flera olika åtgärder att vidta för att minska fosforförlusterna från mark till vatten. Ett första steg i åtgärdsarbetet är att identifiera de områden där de största förlusterna sker. Sen är det även viktigt att veta vilken transportväg som dominerar (Ulén 2005). Åtgärder inkluderar att minska transporten av fosfor, men också att göra rätt redan vid gödsling och bearbetning av jorden. Vid gödsling är det bland annat viktigt att inte tillföra mer gödsel än vad som är nödvändigt, att inte gödsla på våt mark då detta ökar spridningsriskerna, samt att vid mineralgödsling se till att gödseln har god kontakt med jorden (kan göras med hjälp av harvning). Under vintern kan det vara bra att ha vegetationstäckt mark, eftersom det bland annat förbättrar markens motståndskraft mot erosion. En nackdel med detta är dock att växtrester kan avge fosfater (Ulén 2005). Att plöja på våren istället för hösten har visat sig minska erosion. På fuktiga leriga jordar kan tunga traktorhjul lätt packa jorden och pressa ihop porsystem och sprickor. Detta ökar risken för yterosion. Hjulspåren kan dessutom bilda kanalliknande spår i marken i vilka det kan bildas vattenflöden efter nederbörd (Fig. 6). Det är bäst att plöja parallellt med vattendragen och vinkelrätt mot fältlutningen eftersom det annars lättare bildas kanaler av hjulspåren till vattendragen (Ulén 2005).

Ett komplement till de åtgärder som kan göras på fältet är att anlägga skyddszoner, våtmarker och dammar (Ulén 2005). Skyddszoner längs vattendragen ökar, förutom den biologiska mångfalden, vattnets infiltrationskapacitet, mängden uppfångade partiklar och associerad fosfor samt stabiliteten vid dikeskanterna (Ulén 2005, Malgeryd et al. 2008). Hur mycket fosforförlusterna minskar med anlagda skyddszoner är olika och beror bland annat på markens egenskaper samt hydrologiska förhållanden (Ulén 2005). Dess effektivitet blir givetvis bäst om det förekommer ytavrinning, men blir relativt verkningslös om förlusterna sker via dräneringsledningarna (Malgeryd et al. 2008). Anlagda våtmarker och dammar är mest effektiva när det gäller kväveretention men de kan även minska mängden fosfor genom sedimentation. Det är då främst partikulärbunden fosfor som sedimenteras, medan löst fosfor ofta inte påverkas (Ulén 2005; Malgeryd et al. 2008).

Fig. 6. En åker i Ringsjöns avrinningsområde där nederbördsvatten har ansamlats i hjulspår.

2.3 Fosforsituationen i Ringsjön och dess tillrinnande vattendrag

Månadsvisa mätningar av fosforkoncentrationer i Ringsjön och vissa av dess tillrinnande vattendrag har utförts i ett kontrollprogram sedan 1976. Sommarmedelvärden för totalfosfor i Ringsjön från 1975 till 2013 var som högst fram till mitten av 1980-talet (Fig. 7). Det högsta medelvärdet på nästan 400 µg/l uppmättes 1979 i Östra Ringsjön (Bengtsson 2014). De nio senaste åren har medelvärdena inte överstigit 100 µg/l, vilket var gränsen för extremt höga halter enligt Naturvårdsverkets tidigare bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999; Bengtsson 2013). De årliga fosformedelvärdena för de största tillrinnande åarna liknar trenden för Ringsjön, med högst årsmedelvärden före 1980-talets mitt (Fig. 8). Från 1990-talet och framåt har det inte förekommit särskilt stora variationer i fosforkoncentration. Årsmedelvärdena från år 2013 var 32 µg/l i Höörsån, 27 µg/l i Kvesarumsån, 28 µg/l i Nunnäsbäcken, 68 µg/l i Hörbyån och, 85 µg/l i Snogerödsbäcken. Det vattendrag som har haft de tydligt högsta koncentrationerna genom åren är Snogerödsbäcken. Tittar man istället på den totala fosfortransporten är det däremot Hörbyån som står för nästan hälften av den totala fosfortransporten i ton per år (Fig. 9). Detta förklaras av att Hörbyåns delavrinningsområde motsvarar 42 % av Ringsjöns totala avrinningsområde och därför bidrar med en betydligt större vattenvolym jämfört med övriga vattendrag (Bengtsson 2012). År 1977 var belastningen som störst, då över 30 ton fosfor tillfördes Ringsjön. År 2013 tillfördes det 4 ton fosfor. Vanligtvis transporteras den mesta fosforn till sjön under vinterhalvåret, då vattenflödet brukar vara som störst (Bengtsson 2005–2014). Värt att notera är att cirka 25 % av den fosfor som beräknas tillföras Ringsjön årligen kommer från ”Övriga tillflöden”, det vill säga de som inte provtas inom ramen för kontrollprogrammet. I detta arbete är det därför relevant om man med hjälp av turbiditetsmätningar kan få en uppfattning om vilka övriga vattendrag som bidrar med fosfortransport.

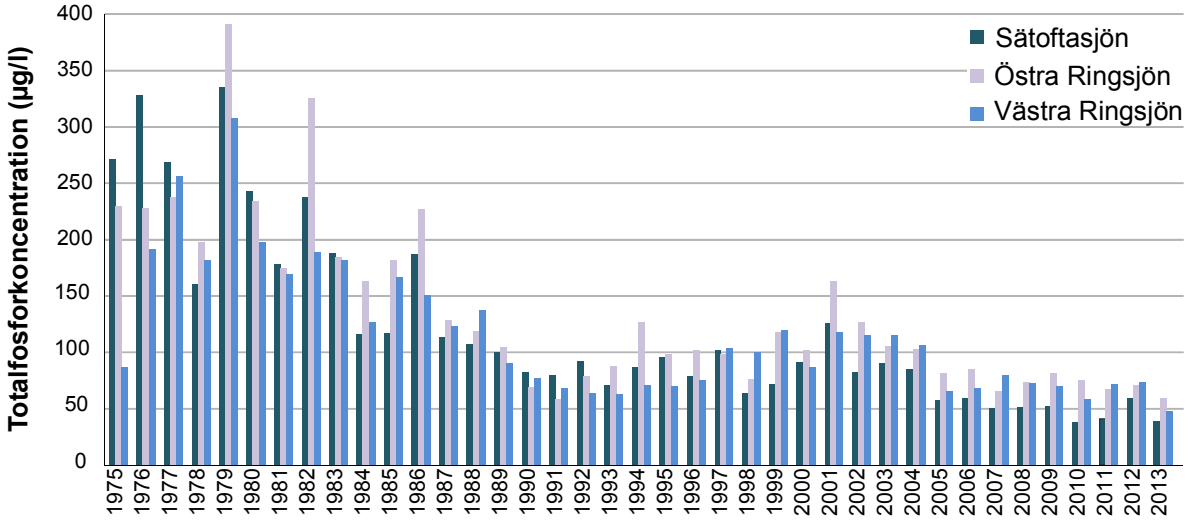


Fig. 7. Sommarmedelvärden (juni–september) av totalfosfor i ytvattenprover från Sätoftasjön, Östra Ringsjön samt Västra Ringsjön (modifierad från Bengtsson et al. 2014).

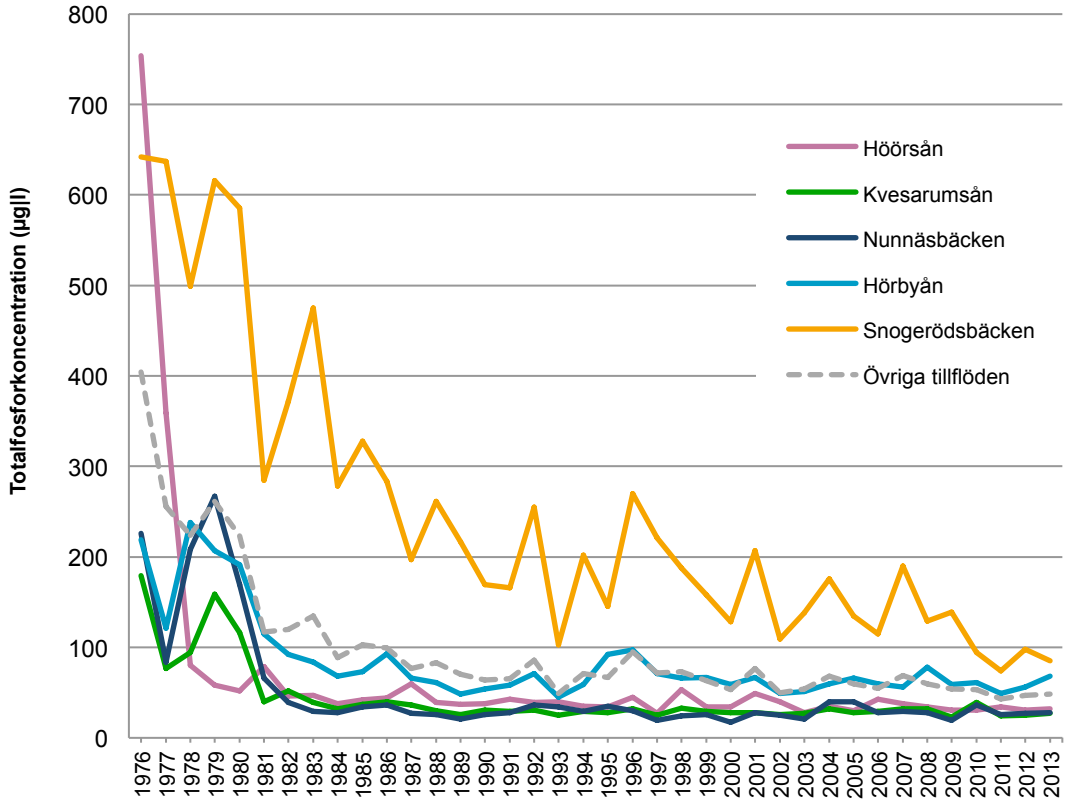


Fig. 8. Årsmedelkoncentrationen (1976–2013) av totalfosfor (µg/l) i Höörsån, Kvesarumsån, Nunnäsbäcken, Hörbyån, Snogerödsbäcken samt beräkningar för övriga tillrinnande vattendrag. Figuren baseras på dataunderlag från Ekologgruppen (via B. Bengtsson).

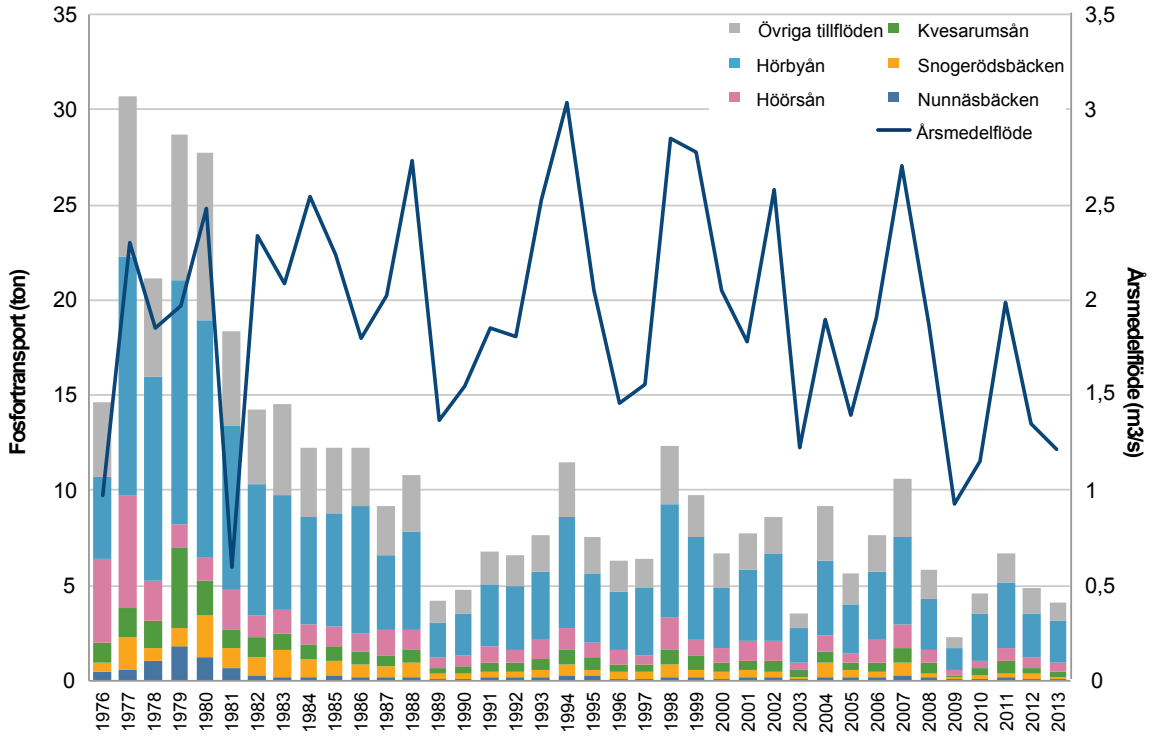


Fig. 9. Årlig fosfortransport till Ringsjön från dess angränsande vattendrag, samt årsmedelflöde i Hörbyån. Figuren baseras på dataunderlag från Ekologgruppen (via B. Bengtsson).

Modellbaserad information om Ringsjöns fosforbelastning finns att hämta genom SMHI:s vattenwebb (vattenwebb.smhi.se). Enligt modellen beräknas den totala fosforbelastningen på Ringsjön vara 12 ton per år. Av detta beräknas de största fosforkällorna vara jordbruksmark och från intern belastning i form av läckage från sjöns botten (Fig. 10). Övriga fosforkällor är skog och hygge, enskilda avlopp, avloppsreningsverk och urbant (inklusive dagvatten). Om man bortser från den interna belastningen transporteras enligt modellen 7,4 ton fosfor per år till Ringsjön via vattendragen, varav Hörbyån uppskattas bidra med 3,7 ton, Höörsån med 0,7 ton, Kvesarumsån med 0,56 ton och Snogerödsbäcken med 0,3 ton. Andelen intern belastning är enligt modellen mycket större jämfört med många andra sjöar (SMHI 2014). Tecken på att Ringsjön har en hög intern belastning har även dokumenterats av Granéli (1999). Det som bland annat tyder på en hög intern belastning är att fosforkoncentrationen i sjön ökar under sommaren, vilket är den period då den externa belastningen från vattendragen är som minst. Dessutom är sommaren den period då det konsumeras som mest fosfor i sjön. Ett annat tecken på intern belastning är att den tillförda mängden fosfor har varit ungefär lika stor eller mindre än den bortförda mängden; vanligtvis fungerar sjöar som fosforfällor, som gör att den bortförda mängden fosfor är mindre än den tillförda (Granéli 1999). Under år 2013 utfördes studier av Ringsjöns bottensediment för att uppskatta mängden mobil fosfor i sjöbotten. Utifrån resultatet uppskattades det finnas 40 till 80 ton mobil fosfor i hela Ringsjön, varav det mesta finns i Östra Ringsjön (Nyström 2014, pers. komm.).

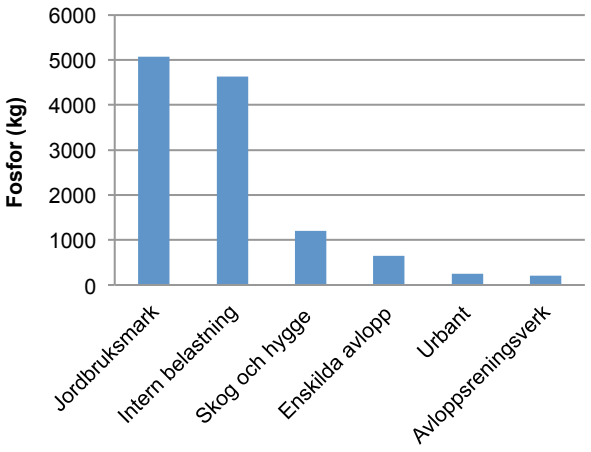


Fig. 10. Årlig fosforbelastning på Ringsjön från olika källor. Figuren baseras på resultat från SMHI (2014).

I databasen VISS (VattenInformationsSystem Sverige) finns information om Sveriges största sjöar, vattendrag, grundvatten och kustvatten (VISS 2014c). I databasen finns bland annat information om vattnens ekologiska och kemiska status. Västra och Östra Ringsjön bedöms ha otillfredsställande ekologisk status (VISS 2014a, b). Höörsån, Kvesarumsån och Hörbyån bedöms ha måttlig ekologisk status, medan Snogerödsbäcken bedöms ha dålig ekologisk status (VISS 2014d–g). Statusklassning av totalfosforkoncentration i Västra Ringsjön, Östra Ringsjön, Höörsån, Kvesarumsån, Hörbyån och Snogerödsbäcken, baserade på referensvärden från VISS visar på överlag måttlig till dålig status (Tabell 3; VISS 2014a–g). Målet enligt EU:s ramdirektiv för vatten är att Ringsjön ska uppnå god ekologisk status till år 2021. Att Ringsjön (liksom många andra övergödda sjöar) har fått förlängd tidsfrist (från år 2015) beror på att övergödning är ett komplext problem och att det kan ta tid innan åtgärder ger effekt. Åtgärder som har genomförts i Ringsjöns avrinningsområde är bland annat anläggning av skyddszoner och våtmarker samt att det ges miljöersättning för bland annat vallodling, vårplöjning och fånggrödor. Förhoppningsvis kan fortsatt åtgärdsarbete leda till att målet kan nås till år 2021 (VISS 2014a, b). För att åtgärderna vid vattendragen ska ge så god effekt som möjligt är det viktigt att de sker på rätt plats. Ringsjöns avrinningsområde har ett utbrett nätverk av vattendrag och då det av kostnadsskäl är orimligt att mäta fosforkoncentration i samtliga vattendragen vore det mycket användbart om koncentrationen kan uppskattas med hjälp av turbiditetsmätningar. Förhoppningsvis kan detta arbete bidra till att få en bättre uppfattning om var åtgärder behövs som mest.

Tabell 3. Gränser för statusklassindelningar av totalfosforkoncentration (µg/l) för Västra Ringsjön, Östra Ringsjön, Höörsån, Kvesarumsån, Hörbyån och Snogerödsbäcken. Klassgränserna är framräknade utifrån följande referensvärden: Västra Ringsjön 9,4 µg/l; Östra Ringsjön 9,25 µg/l; Höörsån 14,8 µg/l; Kvesarumsån 11,6 µg/l; Hörbyån 14,2 µg/l; Snogerödsbäcken 14,2 µg/l (VISS 2014a–g). Färgade värden anger den senaste statusklassningen baserat på årsmedelvärden från år 2013.

Status	Västra Ringsjön	Östra Ringsjön	Höörsån	Kvesarumsån	Hörbyån	Snogerödsbäcken
Hög	<13	<13	<21	<17	<20	<20
God	13–19	13–19	21–30	17–23	20–28	20–28
Måttlig	19–31	19–31	30–49	23–39	28–47	28–47
Otillfredsställande	31–47	31–46	49–74	39–58	47–71	47–71
Dålig	>47	>46	>74	>58	>71	>71

2.4 Turbiditet och dess samband till fosforkoncentration

Turbiditet är detsamma som grumlighet och beror på förekomst av små partiklar i vatten. Partiklarna kan utgöras av varierande slag, såsom lera, silt, finfördelat organiskt eller oorganiskt material, löst färgat organiskt material eller växt- och djurplankton (EPA 1999). Oftast dominerar de organiska partiklarna i sjöar medan oorganiska partiklar dominerar i rinnande vatten (Bydén et al 2003). Partiklarna kan vara av varierande storlek, varav de minsta lerpartiklarna inte syns för blotta ögat medan större partiklar är tydligt urskiljbara. Turbiditet kan bland annat orsakas av erosion, ytavrinning, riklig algblomning och bioturbation (omrörning av sediment). Ofta ökar turbiditeten efter kraftiga regnfall, både till följd av ytavrinning samt att ökat vattenflöde ökar erosionen vid vattendragens kanter. Ökad turbiditet är även vanligt i vatten där det sker grävarbete eller andra markstörande aktiviteter (EPA 2012).

Vid mätning av turbiditet är det inte mängden partiklar som mäts, utan den optiska egenskap som gör att ljus sprids och absorberas av partiklarna i vätskan. När en vätska är helt klar passerar nämligen ljuset rakt genom den (EPA 1999). Turbiditet kan mätas med hjälp av en turbidometer. Denna mäter hur mycket ljuset sprider sig från det infallande, rätvinkliga ljuset. Enheten som används oftast är FNU (Formazine Nephelometric Units; Bydén et al. 2003). Ibland används även enheterna TU (Turbidity Units), FTU (Formazine Turbidity Units), FAU (Formazine Attenuation Unit) eller NTU (Nephelometric Turbidity Units), vilka alla är ekvivalenta med FNU (Bydén et. al 2003; USGS 2013). Det som skiljer dem åt är bland annat vinkeln på det infallande ljuset i turbidometern samt ljusets våglängd (USGS 2013). Ett klart bergsvattendrag brukar ha en turbiditet kring 1 FNU, medan turbiditeten i en stor flod kan ligga på 10 FNU (EPA 2012). Enligt Naturvårdsverkets femgradiga indelning av turbiditet motsvaras värden över 7 FNU av starkt grumlat vatten (Tabell 4; Naturvårdsverket 1999). Vid tillfällen då det uppstår kraftig ytavrinning är det vanligt att turbiditeten stiger till flera hundra FNU (EPA 2012).

Tabell 4. Klassindelning av turbiditet enligt Naturvårdsverket (1999).

Klass	Benämning	Turbiditet (FNU)
1	Ej eller obetydligt grumlat vatten	≤0,5
2	Svagt grumlat vatten	0,5–1
3	Måttligt grumlat vatten	1–2,5
4	Betydligt grumlat vatten	2,5–7
5	Starkt grumlat vatten	>7

Att mäta turbiditet är en förhållandevis enkel och billig metod jämfört med att mäta fosfor (Grayson et al. 1996). Tidigare studier har visat att det finns relativt starka samband mellan fosfor och turbiditet (se Grayson et al. 1996; Stubblefield et al. 2007; Spackman Jones et al. 2011). Sambandet beror på att ljusets dämpning i ett vattenprov beror på mängden partiklar i vattnet och att den största andelen fosfor i vattendrag förekommer i partikelform (Grayson et

al. 1996). En ökad andel löst fosfor försvagar sambandet då löst fosfor inte är partikelbunden (Stubblefield et al. 2007; Spackman Jones et al. 2011). Generellt ökar fosforkoncentrationen med turbiditeten men sambandet är platsspecifikt. Samband har påträffats både i tropiskt och i tempererat klimat (Grayson et al. 1996; Stubblefield et al. 2007; Spackman Jones et al. 2011). Ingen liknande studie tycks tidigare ha gjorts i Sverige.

3 Material och metod

3.1 Vattenprover – provtagning och analys

I syfte att testa om det finns ett positivt linjärt samband mellan fosforkoncentration och turbiditet togs vattenprover vid två olika tillfällen i Kvesarumsån och i Hörbyån, vid fem respektive tio provpunkter (Fig. 11). De två åarna valdes på grund av deras olika karaktär. Hörbyån rinner genom ett jordbrukspräglat landskap, till skillnad från Kvesarumsån, som mestadels rinner genom skogsmark. Dessutom har Hörbyån historiskt sett haft betydligt högre fosforkoncentrationer jämfört med Kvesarumsån.

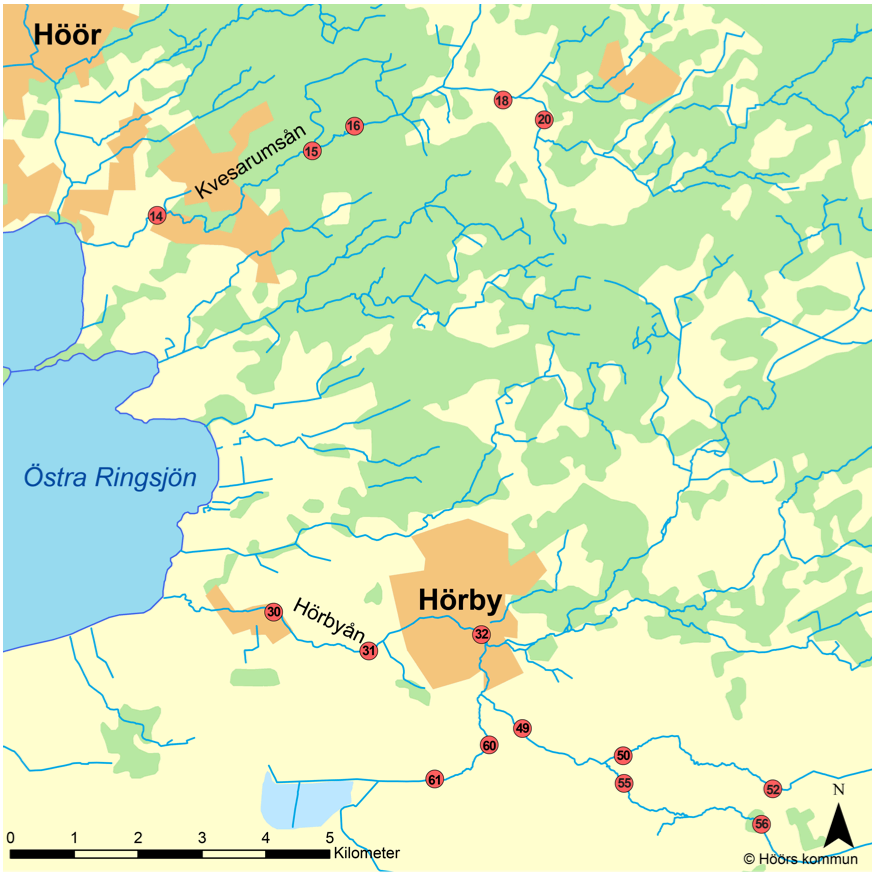


Fig. 11. Röda cirklar med provnummer visar placering av provpunkter i Kvesarumsån respektive Hörbyån, där både fosforkoncentration och turbiditet mättes.

Den första provtagningen genomfördes den 17:e oktober 2013, vid relativt ”ogrumliga” förhållanden, medan den andra provtagningen, den 13:e november, genomfördes efter ihållande regn och därmed vid grumligare förhållanden. Väderstatistik för Höör visade att den totala nederbörden för de sju dagarna innan första provtagningstillfället (17/10) var 12,6 mm, varav 12 mm kom vid ett och samma tillfälle (13/10). Under de föregående veckorna hade det kommit relativt lite nederbörd. Det andra provtagningstillfället (13/11) inträffade efter en vecka då det hade regnat 26,3 mm. Därtill var hela perioden mellan första och andra

provtagningstillfället mycket regnig, med ett medel på 3,7 mm/dag (Foreca 2013). Fem kompletterande prover togs den 5:e december (17,8 mm regn de sju föregående dagarna; Foreca 2013). Vattenprover togs motströms med hjälp av en bäckvattenhämtare (Fig. 12). Vattnets turbiditet mättes med hjälp av en turbidometer av modellen Hanna Instruments HI 98703 (Fig. 13). Vattenproven skakades innan mätning och varje prov mättes minst tre gånger, och medelvärdet användes vid analyserna. Vid första provtagningstillfället mättes turbiditeten direkt i fält, medan den vid andra provtagningstillfället mättes dagen efter (proverna förvarades kylda fram till analys). Analys av totalfosforkoncentration utfördes av ALcontrol i Malmö enligt svensk standard (SS-EN ISO 15681-2:2005).

Fig. 12. Bäckvattenhämtare som användes vid vattenprovtagning.

Fig. 13. Turbidometer (till vänster) som användes för att mäta turbiditeten i vattenproverna (till höger).

Över hela avrinningsområdet togs senare vattenprover för mätning av turbiditet. Syftet med denna provtagning var att få en överblick av turbiditeten i vattendragen och möjliggöra uppskattningar av fosforkoncentration utifrån det eventuella sambandet mellan turbiditet och fosforkoncentration i Kvesarumsån samt i Hörbyån. Totalt valdes 72 provpunkter ut med hjälp av GIS (se nedan) och en GPS (Garmin 60scx, noggrannhet <5 m) användes senare för att hitta till rätt koordinater i fält. Provpunkterna valdes utifrån deras närhet till befintliga bilvägar och en relativt jämn fördelning över avrinningsområdet eftersträvades. Vattenprovtagning vid de 72 provpunkterna skedde den 10:e och 11:e december. Under de sju föregående dagarna hade det i Höör totalt kommit 32,3 mm i nederbörd, både i form av regn och snö (Foreca 2013). Vid provtagningstillfället hade dock all snö hunnit smälta. I fält uppskattades vattenflödet vid vattendragen vid samtliga provpunkter enligt en sexgradig skala: Stillastående, lugnflytande, svagt strömmande, strömmande, starkt strömmande och forsande vatten. Turbiditetsmätningar utfördes i laboratorium (12/12) enligt samma metod som nämnts ovan.

3.2 Statistiska analyser

Det linjära sambandet mellan totalfosforkoncentration och turbiditet för respektive vattendrag (Hörbyån och Kvesarumsån) testades på följande sätt. I SPSS utfördes en kovariansanalys (ANCOVA), vilket lättast beskrivs som en blandning av ANOVA (variansanalys) och linjär regression. Metoden kan användas för att undersöka samband och skillnader mellan två (eller flera) gruppers ekvationsslinjer. I detta fall undersöktes huruvida det fanns ett generellt linjärt samband mellan fosfor och turbiditet i Kvesarumsån och Hörbyån, och om sambandet för de

två vattendragen skiljer sig åt. Innan analysen togs två starkt avvikande värden (outliers) bort från Hörbyån, då dessa prover hade tagits vid stillastående vatten. För att testa om sambanden skiljer sig åt testas det först huruvida lutningen på ekvationslinjerna skiljer sig åt eller ej. Om testet visar att lutningen är liknande i båda grupper testar man även eventuella skillnader i nivåerna på linjerna. I denna studie är totalfosforkoncentration den beroende variabeln medan turbiditet är kovariat. I Excel utfördes även ett χ^2-test för att testa om vattenföringen i vattendragen var kopplade till turbiditeten.

3.3 Jordprover – provtagning och analys

För att få en grov uppfattning om hur fosforkoncentrationen såg ut i olika marktyper (jordbruksmark, betesmark, skogsmark och gräsmark) togs 23 jordprover på totalt 9 provpunkter inom avrinningsområdet (Fig. 14). Jordproverna togs intill vattendragen (typiskt ca 2 m från vattenkanten). Provtagningshål grävdes med spade och jordproven togs från väggen i provgropen. Två jordprover togs i matjorden på cirka 5 respektive 15 cm djup vid samtliga provpunkter. Vid några provpunkter togs även prov i alven på 30–50 cm djup. Jordproverna torkades i ugn (ca 50°C), siktades (2 mm nät) och maldes för homogenisering. Proverna analyserades därefter gällande fosforkoncentration med hjälp av en handhållen XRF-analysator (röntgen-fluorescens-spektrofotometer) av modellen Niton XL3t GOLDD (Fig. 15). Två analyser utfördes på varje prov, varefter ett medelvärde räknades ut. Mätning skedde i provkopp med mikrometertunn plast som botten. Mätning kan även göras direkt på jordprov, men resultatet blir något säkrare efter provberedning. Instrumentet kan mäta koncentrationen av grundämnen från magnesium till och med uran i det periodiska systemet. En klar fördel med instrumentet är att det erbjuder en förhållandevis snabb och billig analysmetod jämfört med andra metoder för liknande ändamål. Nackdelar är att den överlag är sämre på att mäta lättare grundämnen samt att den har relativt höga detektionsgränser (Kalnicky & Singhvi 2001).

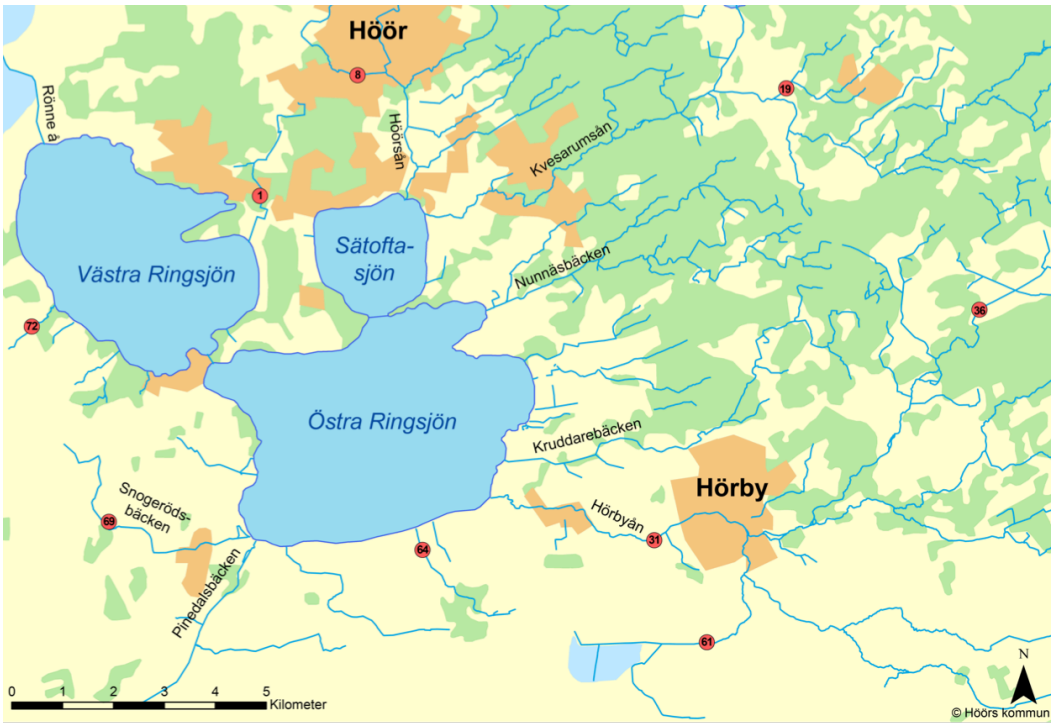


Fig. 14. Röda cirklar med siffror visar platser för jordprover.

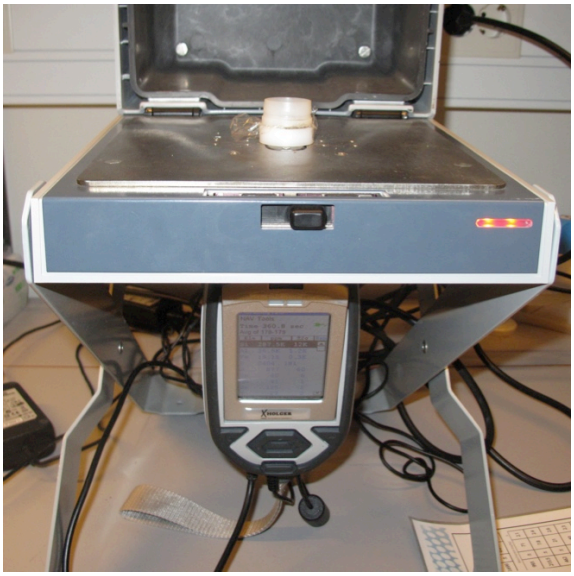


Fig. 15. XRF-analysator och provkopp innehållande jordprov placerat på monteringsbordet.

3.4 Visualisering, interpolering och uträkningar av resultat med hjälp av GIS

I denna studie användes GIS för att välja provpunkter, göra vissa uträkningar samt visualisera och interpolera resultat med avseende på hur grumlighetssituationen ser ut i Ringsjöns avrinningsområde. Programvaran som användes var ArcMap 10. Resultaten från turbiditetsmätningarna på de 72 vattenproverna lades in i ArcMap. Utifrån uppmätta värden för samtliga provpunkter kunde den förväntade grumligheten längs vattendragen beräknas genom interpolation. Interpolationsmetoden som användes var ”Spline with barriers” (ArcToolbox – Spatial Analyst Tools – Interpolation). Med hjälp av denna metod kan man använda sig av så kallade barriärer för att begränsa interpolationen till definierade områden. I detta fall användes en buffert på 150 m på vardera sidan om vattendragen som barriär. Ibland överlappade buffertarna med varandra och i dessa fall fick de omformas manuellt för att skiljas åt. Spline-interpolation fungerar bäst på data som inte varierar alltför kraftigt, som till exempel höjd, vattenstånd eller föroreningskoncentration (ESRI 2012). Förenklat sett kan spline-interpolationsmetoden liknas vid en elastisk tunn skiva som formas utifrån punktkrafter (Briggs 1974). Utfallet av interpolationen motsvaras av den form på skivan som ger minsta möjliga böjning när den passas genom provpunkterna (ESRI 2012). En mer detaljerad beskrivning av metoden finns i Briggs (1974).

På liknande sätt som ovan interpolerades den uppskattade fosforkoncentrationen i avrinningsområdets vattendrag. De två ekvationerna (från regressionsanalyserna som redovisas i resultatdelen nedan) för Kvesarumsån och Hörbyån användes för att uppskatta fosforkoncentrationen utifrån den uppmätta turbiditeten. För att bestämma vilken av de två ekvationerna som skulle användas beräknades andelen skogsmark respektive jordbruksmark. För att göra detta skapades en 150 m bred buffert på vardera sida om samtliga vattendrag i avrinningsområdet. Bufferten delades vid varje provpunkt och med hjälp av fastighetskartan kunde det sedan för varje provpunkt beräknas hur stor andel uppströms punkten som består av skogs- respektive jordbruksmark. Som skog räknades både lövskog och barrskog, och som jordbruksmark räknades både odlad åker samt öppen mark. De uträknade procenttalen normaliserades till 100 %. Varje provpunkt tilldelades en av tre kategorier: Skogsvattendrag (60–100 % skog), jordbruksvattendrag (60–100 % jordbruksmark), eller blandvattendrag (40–60 % av de båda marktyperna). Vid uträkning av uppskattad fosforkoncentration användes Kvesarumsåekvationen för skogsvattendrag och Hörbyåekvationen för jordbruksvattendrag

samt blandvattendrag. Därefter interpolerades fosforkoncentrationen längs vattendragen på samma sätt som beskrivits ovan för turbiditeten. Den uträknade andelen jordbruksmark inom vattendragsbufferten korrelerades också mot turbiditeten, för att se om det fanns ett samband. På liknande sätt som vid uträkning av markanvändning användes även ArcMap för att ta reda på huruvida det fanns ett samband mellan andel båtnadsområden, det vill säga dränerade områden, och turbiditet. Detta gjordes genom att korrelera andel båtnadsområde i vattendragsbufferten med turbiditeten. Kart- och dataunderlaget som användes i denna studie tillhandahölls från Höörs kommun, med undantag från översiktskartan, som tillhandahölls genom Lunds universitet.

4 Resultat

4.1 Samband mellan turbiditet och fosforkoncentration

Det finns ett linjärt positivt samband mellan totalfosforkoncentration och turbiditet i de undersökta vattendragen (ANCOVA, $p<0,01$). För Hörbyån och Kvesarumsån kan 42 % respektive 65 % av variationen i totalfosforkoncentration förklaras med hjälp av turbiditeten (Fig. 16). Fosforkoncentrationen ökar med turbiditeten på ett liknande sätt i båda vattendragen, vilket stödjs av att de respektive vattendragens ekvationslinjer inte skiljer sig åt i lutning (ANCOVA, $p>0,1$). Däremot motsvarar samma grumlighet genomgående en högre fosforkoncentration i Hörbyån jämfört med Kvesarumsån. Detta grundas på att ekvationslinjernas nivåer skiljer sig åt (ANCOVA >0,001). Utifrån linjernas ekvationer kan en uppskattad fosforkoncentration (P_{konc}; µg/l) räknas ut enligt följande:

Hörbyån: $P_{konc} = (3,31 * turbiditet) + 32,48$

Kvesarumsån: $P_{konc} = (7,19 * turbiditet) + 11,98$

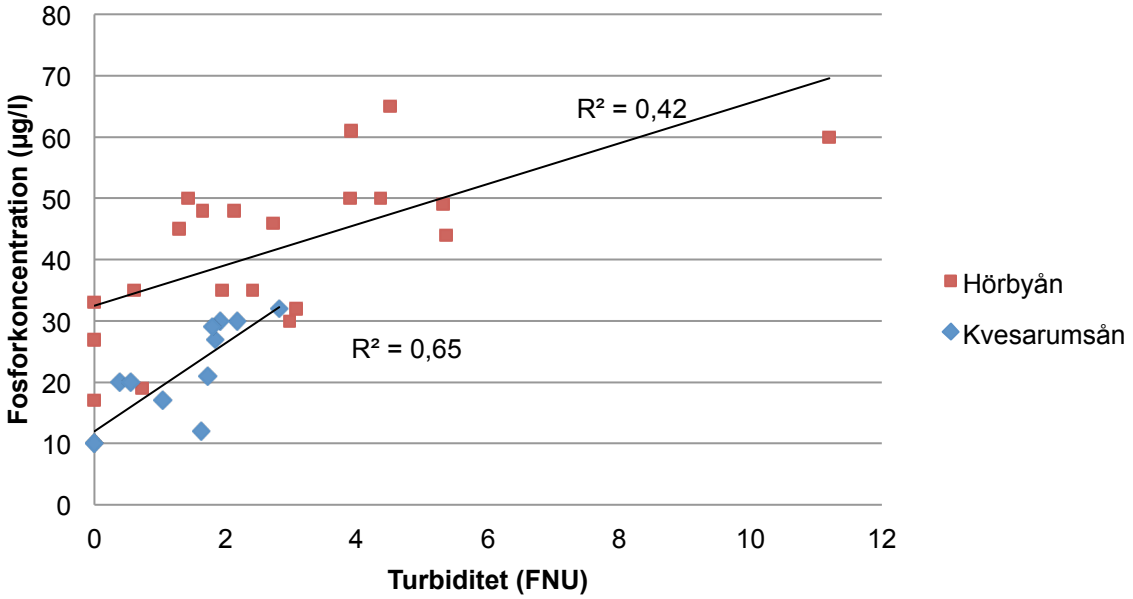


Fig. 16. Totalfosforkoncentration (µg/l) och turbiditet (FNU) i Hörbyån och Kvesarumsån. Respektive vattendrags ekvationslinjer samt regressionskoefficienter visas i figuren. Fosforkoncentrationen ökar generellt med turbiditeten.

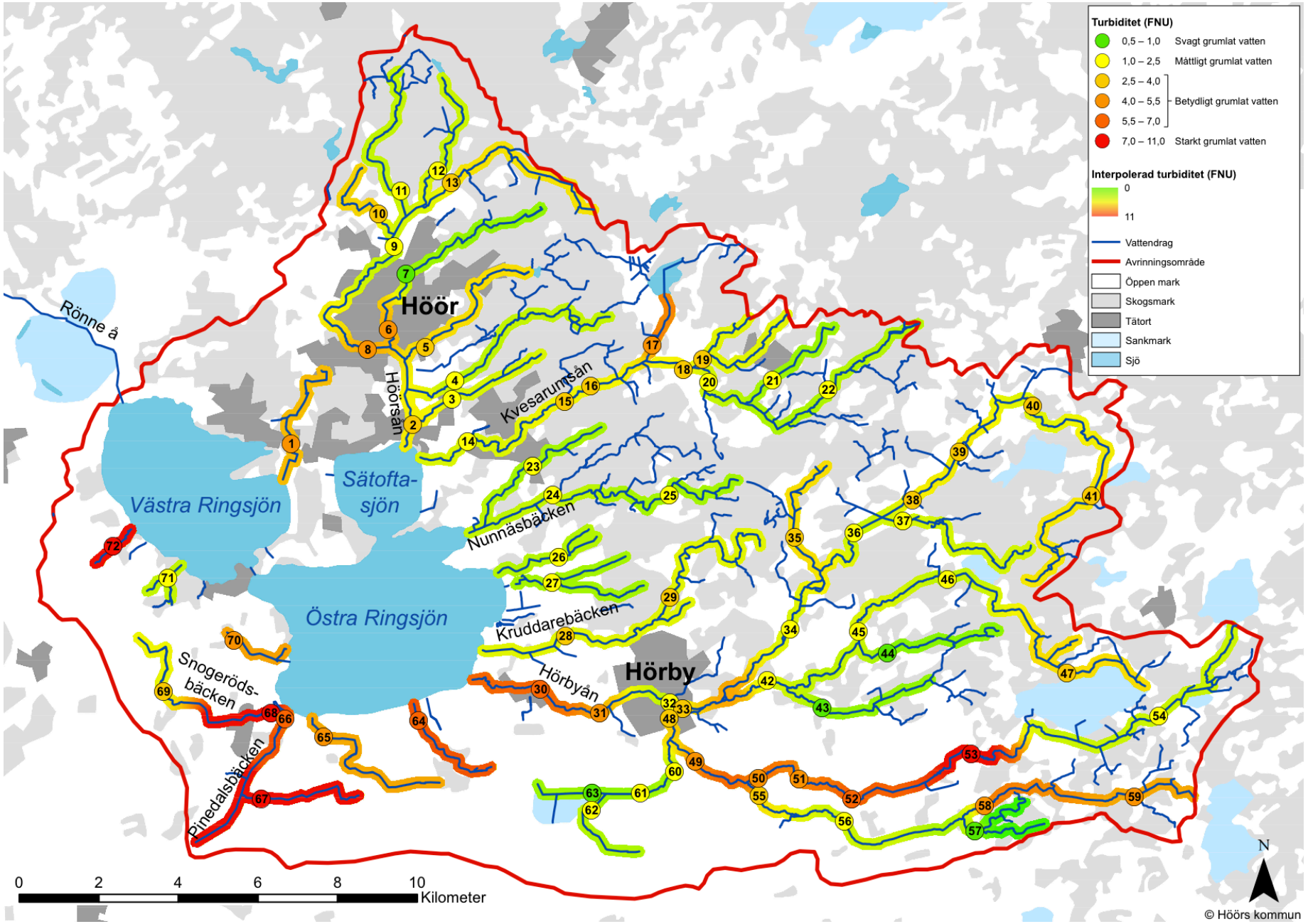


Fig. 17. En överblick över grumligheten i vattendragen i Ringsjöns avrinningsområde under två dagar i december 2013. Provpunkter visas som cirklar, vars indelning och färg baseras på Naturvårdsverkets riktvärden för grumlighet i sjöar och vattendrag (se Tabell 3 samt Naturvårdsverket 1999). Värden mellan provpunkter är interpolerade.

4.2 Turbiditet och vattenföring i avrinningsområdet

Överlag återfinns provpunkterna med högst turbiditet i den södra samt västra delen av avrinningsområdet (Fig. 17). Hörbyån är som grumligast i sin nedre del samt vid dess södra gren, vid provpunkterna 50–53. Provpunkt 67, vid en gren till Pinedalsbäcken (Fig. 18), hade det högsta uppmätta värdet, med en turbiditet på 10,6 FNU. Förutom denna provpunkt hade även provpunkterna 53 (i Hörbyån), 68 (i Snogerödsbäcken) samt 72 (i ett litet vattendrag väster om Västra Ringsjön) uppmätta turbiditetsvärden som motsvarar stark grumlighet enligt Naturvårdsverkets kriterier (Fig. 17). De flesta provpunkterna ligger inom intervallet för måttligt till betydligt grumlat vatten och endast ett fåtal inom intervallet för svagt grumlat vatten. Generellt tycks de grumliga vattendragen ligga inom jordbruksområden. Det finns ett signifikant positivt samband mellan turbiditet och andel jordbruksmark ($p<0,001$). Cirka 23 % av variationen i turbiditet kan förklaras med andel jordbruksmark (Fig. 19). Värt att notera är att provpunkt 67, med högst uppmätt turbiditet, också är den provpunkt med den största andelen jordbruksmark uppströms. Till skillnad från andelen jordbruksmark verkade inte turbiditeten påverkas av andel båtnadsområde uppströms varje provpunkt (linjär regression, $p>0,1$; Fig. 20). Vattenflödena varierade vid provpunkterna från lugnflytande till forsande (Fig. 21). Strömmande flöde observerades flest gånger. Enligt χ^2-test finns det inget samband mellan vattenflöde och turbiditet ($p>0,1$).

Fig. 18. Vattendraget vid provpunkt 67, där det var som grumligast i hela avrinningsområdet.

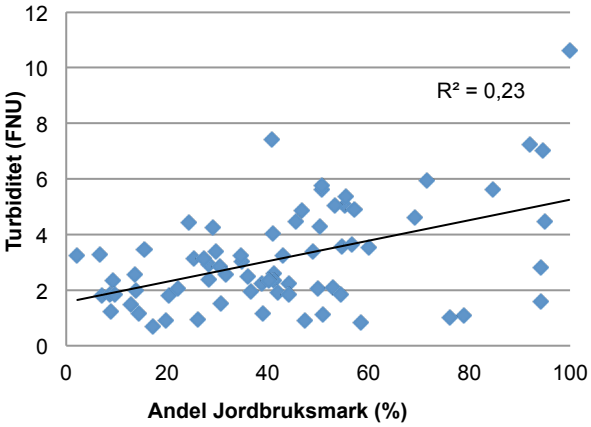


Fig. 19. Uppmätt turbiditet och andel jordbruksmark uppströms varje provpunkt. Regressionskoefficienten anges i figuren. Turbiditeten ökar till viss del med andel jordbruksmark.

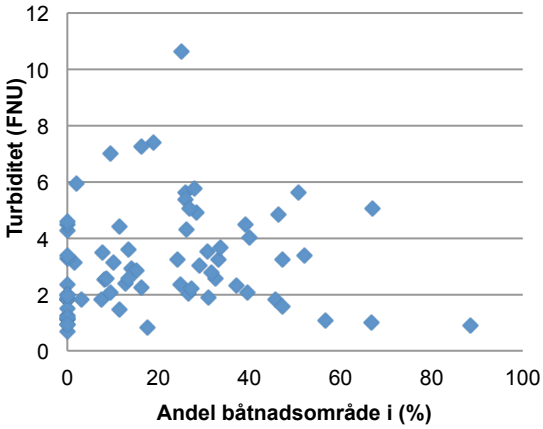


Fig. 20. Uppmätt turbiditet och andel båtnadsområde uppströms varje provpunkt. Det finns inget statistiskt signifikant samband mellan dessa variabler.

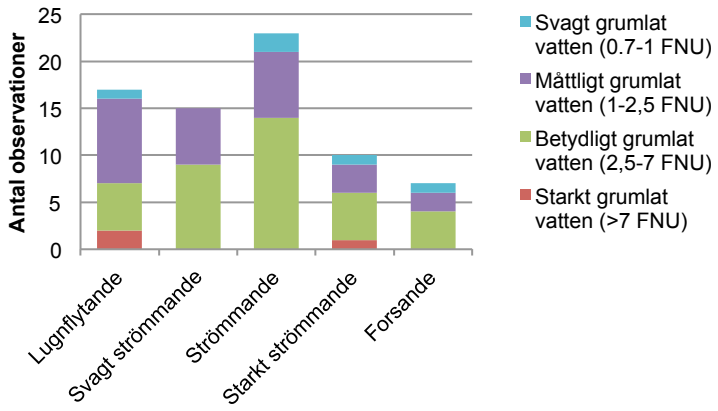


Fig. 21. Uppskattad vattenföring vid provpunkterna. Ett χ^2-test visade att det inte finns något samband mellan vattenföring och grumlighet.

4.3 Jordprover

Av de 23 jordproverna, fördelade på nio provpunkter (se Fig. 14), varierade fosforkoncentrationen mellan cirka 800 mg/kg till 8000 mg/kg (Fig. 22). Lägst fosforkoncentrationer hade jordproverna vid provpunkt 69, från skogsmark, där jorden var podsolerad. De högsta koncentrationerna uppmättes vid en åkermark, vid provpunkt 19. Vid övriga provpunkter varierade fosforkoncentrationen mellan 1600 mg/kg till 4100 mg/kg. Fosforkoncentrationen minskar något med djupet i de flesta jordprofilerna. Det finns inget statistiskt signifikant samband mellan fosforkoncentrationen i den övre matjorden och turbiditeten i angränsande vattendrag ($p>0,1$; Fig. 23).

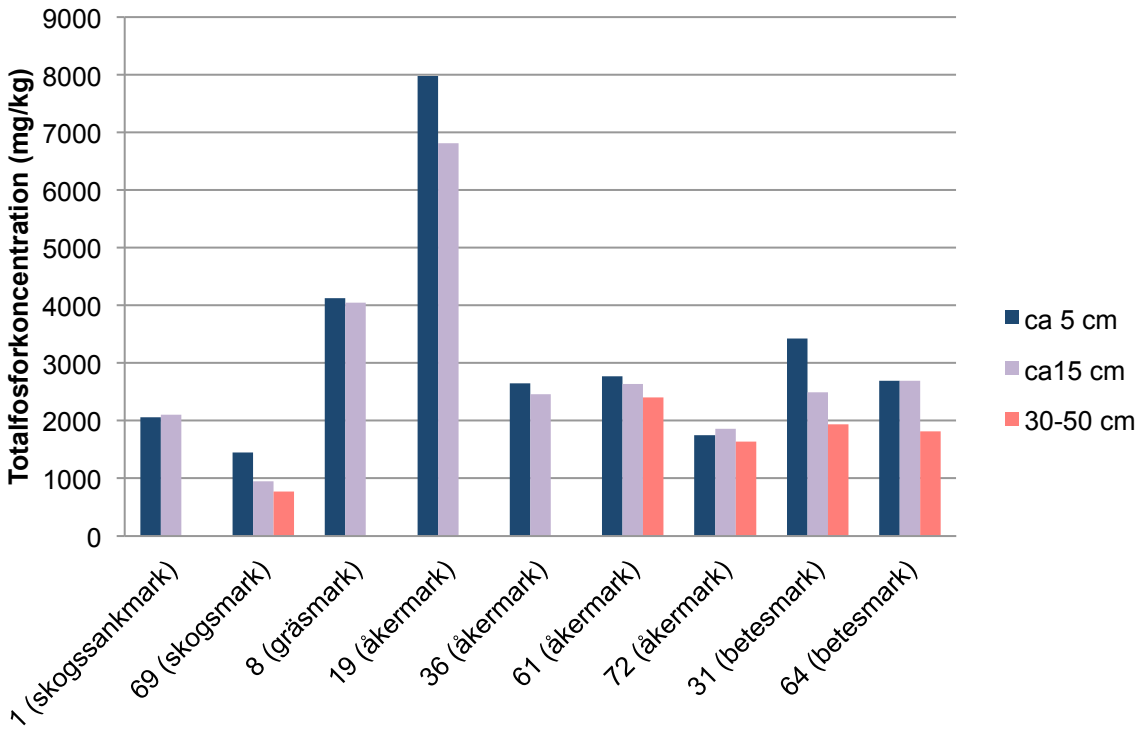


Fig. 22. Totalfosforkoncentration i jordprover tagna vid nio provpunkter och vid olika markdjup i avrinningsområdet. Provpunkternas placering i avrinningsområdet framgår av Fig. 14.

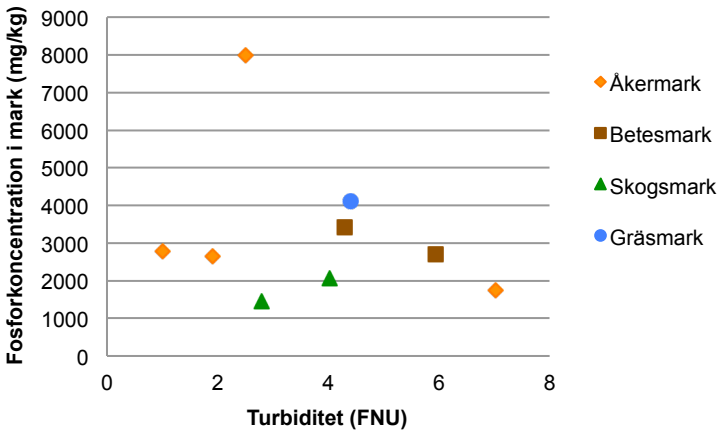


Fig. 23. Totalfosforkoncentration i jordprover tagna från den övre matjorden i olika marktyper samt uppmätt turbiditet vid angränsande vattendrag. Det finns inget statistiskt signifikant samband mellan dessa variabler.

4.4 Modellerad fosforkoncentration i avrinningsområdet

Den uppskattade fosforkoncentrationen beräknades utifrån uppmätt turbiditet, enligt ovan nämnda ekvationer för Hörbyån och Kvesarumsån. Båda vattendragens ekvationer har använts eftersom nivån på dess ekvationslinjer skilde sig åt signifikant. Resultaten visar i stort sett samma mönster som för turbiditeten (Fig. 17), men ger en liten förstärkning vid provpunkter som ligger i jordbruks- eller blandvattendrag jämfört med skogsvattendrag (Fig. 24). De högsta totalfosforkoncentrationerna uppskattas i de syd-sydvästra delarna av avrinningsområdet, med uppskattade koncentrationer på mellan 50 och 70 µg/l. Enligt Naturvårdsverkets tidigare bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (se Naturvårdsverket 1999) motsvarar dessa värden mycket höga halter. Enligt gällande statusklassning för Hörbyån och Snogerödsbäcken motsvaras det av otillfredsställande status. Majoriteten av vattendragen i avrinningsområdets norra del uppskattas ha en fosforkoncentration på mellan 20 och 40 µg/l. För att bedöma hur väl den uppskattade fosforkoncentrationen stämmer överens med den verkliga koncentrationen gjordes en jämförelse mellan Ekologgruppens uppmätta medelvärdeskoncentration för 2013 och den uppskattade koncentrationen (Tabell 5). De uppmätta värdena som ligger bakom årsmedelvärdena har tagits vid samma platser vid varje provtagningstillfälle. Värdet som har använts för de uppskattade koncentrationerna har därför tagits från den provpunkt som ligger vid samma (eller närmast liggande) plats som dessa. Jämförelsen visar att den uppskattade koncentrationen skiljer sig mellan 7 och 34 % jämfört med årsmedelvärden. Kvesarumsån var det vattendrag med minst skillnad, med en uppskattad koncentration som endast var 2 µg/l över årsmedelvärdet. För Snogerödsbäcken var däremot den uppskattade koncentrationen (56 µg/l) betydligt lägre än det uppmätta årsmedelvärdet (85 µg/l).

Tabell 5. Årsmedelvärde från 2013 av fosforkoncentrationen jämfört med uppskattad fosforkoncentration (se huvudtexten), i Höörsån, Kvesarumsån, Nunnäsbäcken, Hörbyån samt Snogerödsbäcken.

Vattendrag	Uppmätt fosforkoncentration (årsmedelvärde)	Uppskattad fosforkoncentration	Procentuell skillnad
Höörsån	32 µg/l	39 µg/l	+22 %
Kvesarumsån	27 µg/l	29 µg/l	+7 %
Nunnäsbäcken	28 µg/l	25 µg/l	–11 %
Hörbyån	68 µg/l	51 µg/l	–25 %
Snogerödsbäcken	85 µg/l	56 µg/l	–34 %

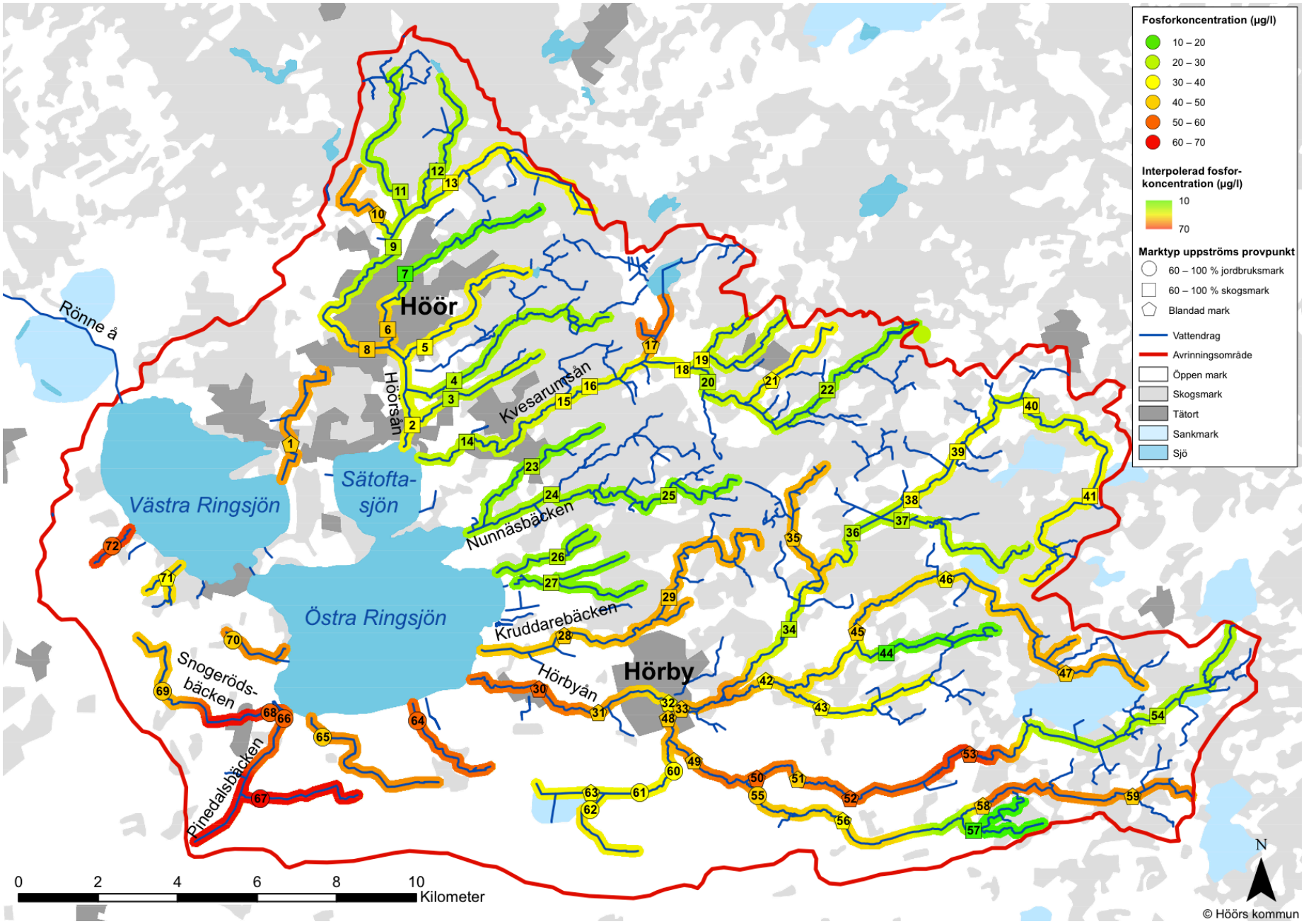


Fig. 24. En uppskattning av fosforkoncentrationer, baserat på turbiditetsmätningar, i Ringsjöns avrinningsområde under två dagar i december 2013. Vid provpunkter där 60–100 % av marken uppströms provpunkten utgörs av skogsmark har ekvationen för Kvesarumsån använts. Vid resterande provpunkter, där marken antingen består av 60–100 % jordbruksmark uppströms, eller där andelen skog och jordbruksmark är ungefär lika stora, har ekvationen för Hörbyån använts. Färggraderingarna längs vattendragen är interpolerade utifrån uppskattad fosforkoncentration vid provpunkterna.

5 Diskussion

Tidigare undersökningar har visat att fosforkoncentrationen varit extremt hög i Ringsjön och vissa av dess tillrinnande vattendrag (Bengtsson 2005–2014). Det har dock skett en minskning med tiden, som är särskilt tydlig efter 80-talets början. Trots detta är fosforkoncentrationen fortfarande mycket högre än vad som är önskvärt. Att veta varifrån de största mängderna fosfor kommer ifrån är viktigt, framförallt vid åtgärdsarbete då det är angeläget att åtgärderna sker på platser där de ger största möjliga effekt. Denna studie utgör ett försök till att kartlägga fosforkoncentrationen i vattendragen i Ringsjöns avrinningsområde, genom beräkning utifrån sambandet mellan fosfor och turbiditet. Fördelen med att mäta turbiditeten istället för fosfor är att det går snabbt och enkelt att mäta samt att metoden är mycket billig om man har tillgång till en turbidometer. Mätning av fosforkoncentration kräver att proverna skickas till ackrediterade laboratorier för analys. Detta är tidskrävande och blir snabbt mycket dyrt när man har många prover. Således är det av stort intresse med en snabb och billig metod, såsom turbiditetsmätningar, som kan förutsäga fosforkoncentrationen. För att sedan få en god uppfattning över hur situationen ser ut i ett avrinningsområde kan resultaten fördelaktligen redovisas med hjälp av GIS.

5.1 Sambandet mellan turbiditet och fosforkoncentration

Tidigare studier har påvisat relativt starka samband mellan totalfosforkoncentration och turbiditet (se Grayson et al. 1996; Stubblefield et al. 2007; Spackman Jones et al. 2011). Dessa studier är utförda i Australien och USA, men liknande studier tycks inte ha utförts i Sverige. Resultatet från denna studie visar att det finns ett signifikant positivt samband mellan totalfosforkoncentration och grumlighet i Hörbyån och Kvesarumsån. Sambandet är signifikant trots att intervallen för grumlighet och totalfosforkoncentration är betydligt lägre jämfört med ovannämnda studier. I denna studie visade det sig att 42 % och 65 % av variationen i fosfor kan förklaras med hjälp av turbiditeten för Hörbyån respektive Kvesarumsån. Detta är en något lägre förklaringsgrad jämfört med tidigare studier, där en förklaringsgrad på upp till 90 % har erhållits. Dessa studier har dock ett betydligt bredare turbiditetsintervall, där den högsta uppmätta turbiditeten har varit åtminstone omkring 50 FNU. Möjligtvis hade ett bredare intervall på turbiditeten resulterat i en högre förklaringsgrad även i denna studie. Förslagsvis kan kompletterade mätningar göras under snösmältningssäsongen, då grumligheten brukar öka betydligt. Avrinningsområdets geografiska läge, med mestadels milda vintrar, gör dock att perioder med mycket snösmältning och därmed hög grumlighet är relativt ovanliga. En annan faktor som påverkar förklaringsgraden är andel löst fosfor. Det finns nämligen inget samband mellan turbiditet och fosfor i löst form, då denna fosforform inte är partikelbunden (Stubblefield et al. 2007). Rimligtvis är sambandet till turbiditeten starkare på de platser där andelen löst fosfor är liten. Detta skulle eventuellt kunna förklara varför förklaringsgraden var högre i Kvesarumsån jämfört med Hörbyån. Hörbyån har möjligen en större andel löst fosfor i vattendragen beroende på att vattendraget ligger i ett jordbrukspräglat landskap, medan Kvesarumsån ligger i ett skogsdominerat område. Även Spackman Jones et al. (2011) observerade en lägre förklaringsgrad i en flod som rann genom ett område med stor andel jordbruksmark, jämfört med en flod som rann genom ett område med mindre andel jordbruksmark. Det vore av intresse att veta hur stor andel av totalfosforkoncentrationen som består av löst fosfor i vattendragen i Ringsjöns avrinningsområde, särskilt eftersom variationen har visat sig vara så stor i svenska vattendrag (20–85 %; Malgeryd et al. 2008). Löst fosfor är dessutom viktig eftersom denna fosforform oftast är direkt biologisk tillgänglig, till skillnad från partikulär fosfor (Ulén 2005). Att löst fosfor inte går att förutsäga med hjälp av turbiditeten är en svaghet med metoden i denna studie.

Enligt ett ANCOVA-test så skilde sig inte lutningen på de respektive vattendragens ekvationslinjer åt. Detta betyder i teorin att ökningen i fosforkoncentration ökar lika mycket i båda vattendragen för varje ökning i FNU. Däremot skilde sig nivån på linjerna, vilket betyder att samma värde på turbiditet motsvarar en högre fosforkoncentration i Hörbyån än i Kvesarumsån. Detta skulle kunna bero på att koncentrationerna av löst fosfor från bland annat gödsel kan förväntas vara högre i Hörbyån jämfört med Kvesarumsån. En annan anledning kan vara att de partiklar som finns i Kvesarumsån inte i lika stor utsträckning har fosfor bundet till sig som partiklarna i Hörbyån. I Kvesarumsån är det högsta värdet på turbiditeten endast 2,8 FNU. Man bör helst inte använda Kvesarumsekvationen för värden som överstiger detta värde, framförallt inte vid värden över 6 FNU då detta resulterar i en högre fosforkoncentration jämfört med Hörbyåekvationen. I denna studie fanns ett fåtal punkter där Kvesarumsekvationen användes fastän grumligheten översteg 2,8 FNU. I dessa fall var det dock aldrig så pass mycket att det resulterade i ett högre värde jämfört med om ekvationen för Hörbyån hade använts. I datan för Hörbyån finns bara en provpunkt på 11 FNU inom intervallet 6–11 FNU. Om man bortser från den provpunkten hade ekvationslinjen blivit brantare, och fått en liknande lutning som Kvesarumsån. Det behövs fler provpunkter i detta intervall för att avgöra om lutningen på ekvationslinjen stämmer väl med verkligheten. Fler provpunkter vid högre grumlighet vid Kvesarumsån hade också varit att föredra för att få bättre prediktiva ekvationer för totalfosforkoncentrationer.

Att sambandet mellan fosfor och turbiditet såg olika ut i Kvesarumsån och Hörbyån innebar att det för varje provpunkt behövde bestämmas vilken av de två vattendragens ekvationer som skulle användas för uppskattning av fosforkoncentrationen. Kvesarumsekvationen användes således för att förutsäga fosforkoncentrationen i skogsvattendrag och Hörbyån användes för blandvattendrag samt jordbruksvattendrag. Denna generalisering grundar sig på att vattendrag vid skogsmark antas vara relativt opåverkade jämfört med vattendragen som rinner genom jordbruksmark, där fosforförluster i regel är större. Generaliseringen är dock inte helt optimal och det bästa vore att göra mätserier för varje vattendrag och utarbeta individuella ekvationer. Detta hade dock blivit kostsamt och tidsödande och rymdes inte inom ramen för detta arbete.

Resultatet från uträkningen av andel skogsmark och jordbruksmark visade att markarealen uppströms de provpunkter som analyserades i Hörbyån hamnade i kategorin för blandvattendrag. Eventuellt hade ekvationslinjen hamnat på en ännu högre nivå om mätningar hade gjorts i vattendrag där jordbruksmark dominerar tydligt (cirklar i kartan i Fig. 24). Detta hade i så fall genererat ännu högre fosforkoncentrationer än motsvarande ekvationslinje för Hörbyån. Generellt tycks fosforkoncentrationerna överskattas i jordbruksvattendrag medan den underskattas något i skogsvattendrag (med undantag från Nunnäsbäcken; se Tabell 5)
Överlag verkar det dock som att de uppskattade koncentrationerna har hamnat på en rimlig nivå, som inte skiljer sig alltför mycket från årsmedelvärden.

Både Stubblefield et al. (2007) och Spackman Jones et al. (2011) använde sig av fältstationerade turbidometrar i sina studier. Detta tycks vara ett bra sätt att producera kontinuerliga och omfattande mätserier. Det vore intressant att undersöka vidare om motsvarande teknik kan vara användbar i Ringsjöns avrinningsområde. En fältstationerad turbidometer är begränsad till en särskild plats och därför är det viktigt att noggrant utvärdera var den ska placeras. En placering vid slutet av Hörbyån hade varit intressant, då arealen av Hörbyåns delavrinningsområde utgör nästan hälften av hela Ringsjöns avrinningsområde.

5.2 Faktorer som påverkar turbiditeten

Andel jordbruksmark, andel båtnadsområde, vattenföring samt markfosforkoncentration är faktorer som testades om de har en inverkan på turbiditeten. Av dessa var det bara andel jordbruksmark som visade ett signifikant samband. Detta samband beror sannolikt på förekomst av jordbruksmark som inte är vegetationstäckt samt att den mesta jordbruksmarken

i Ringsjöns avrinningsområde, såsom nämnts tidigare, ligger i områden med lerrik jord. Avsaknaden av samband mellan andel båtnadsområde och turbiditet är något förvånande. Ett visst samband mellan båtnadsområde och turbiditet borde finnas, då partiklar kan transporteras till dräneringsledningarna genom makroporflöde och därmed bidra till en extra partikelkälla som inte förekommer i odränerad mark. Det är dock svårt att veta hur väl dräneringarna fungerar och hur mycket partiklar som transporteras denna väg. Det är möjligt att det inte skedde så stora partikelförluster genom makroporflöde vid provtagningstillfället eller så är effekten av dessa partiklar inte märkbar, på grund av att partikelkoncentrationen späds ut när de når vattendragen.

Avsaknaden av samband mellan vattenföring och turbiditet tyder på att skillnader i uppmätt turbiditet inte beror på skillnader i vattenföring mellan vattendragen. Vattenföringen i denna studie var dock endast uppskattad och därför bör inga större slutsatser dras av resultatet. Det är troligt att det finns ett samband mellan vattenföring och turbiditet om man istället studerar ett och samma vattendrag över tid och inte jämför olika vattendrag med varandra. Ökad vattenföring beror nämligen ofta på ökad nederbörd (eller snösmältning), vilket ökar partikeltransporten genom ytavrinning och dräneringsförluster. Dessutom bör ökad vattenföring i sig leda till ökad erosion vid vattendragens kanter under extremflöden.

Det fanns inte heller något samband mellan turbiditet och markfosforkoncentrationer. Det hade dock behövts betydligt fler jordprover, då enstaka stickprov inte kan jämföras med hela vattendrag. Avsaknaden av samband är dock inte förvånande, då turbiditeten inte bör påverkas nämnvärt av markfosforkoncentrationer eftersom mängden markfosfor inte inverkar på mängden partiklar i vattnet. Det är dock möjligt att det finns ett indirekt samband då hög turbiditet ofta motsvarar höga fosforkoncentrationer och det finns troligen mer fosfor i vattendrag som passerar fosforrika jordar. Förutom de faktorer som är testade i denna studie finns det säkerligen fler faktorer som påverkar grumligheten i vattendragen. Faktorer som jordart, vegetationstäcke, fältlutning, markstörande aktiviteter samt nederbörd bör till exempel alla inverka på grumligheten.

5.3 Jordprover

Att mäta fosforkoncentration med en handhållen XRF-analysator är en relativt ovanlig metod. Tekniken används framförallt vid mätning av de tyngre grundämnena och kan med fördel användas vid till exempel mätning av tungmetaller i förorenad jord. Då tekniken är sämre för lättare ämnen, inkluderat fosfor, kan man anta att de uppmätta koncentrationerna i denna studie är osäkra (se Kalnicky & Singhvi 2001). Majoriteten av de uppmätta fosforkoncentrationerna i denna studie hamnar dock inom samma intervall som i den rikstäckande studien som gjordes på svensk åkermark år 1998 (Andersson et al. 1998). Samtliga uppmätta koncentrationer i denna studie är dock betydligt högre jämfört med de nationella medelvärdena. Detta kan vara naturligt, men skulle också kunna vara en indikation på att XRF-analysatorn rapporterar förhöjda koncentrationer jämfört med verkligheten. Jordproverna från provpunkt 19 sticker ut från de övriga proverna, med nästan dubbelt så höga fosforkoncentrationer. Det är troligt att prover från jordbruksmarken är påverkade av gödsling och eventuellt har gödslingen varit extra kraftig på denna plats. Det är möjligt att även betesmarker har förhöjda fosforkoncentrationer på grund av djurspillning. Liksom i den riksomfattande studien av Andersson et al. (1998) visade det sig även i denna studie att fosforkoncentrationen är lägre i alven jämfört med matjorden. Detta kan tänkas bero på att andelen organiskt material minskar med djupet och därmed borde också andelen organiskt bundet fosfor minska.

Vid en jämförelse mellan de olika marktyperna tycks det inte finnas någon tydlig skillnad i fosforkoncentrationer. Detta har dock inte testats statistiskt, då många fler prover hade behövts. Fler prover hade givetvis förbättrat jämförelsen mellan marktyper. Troligtvis har skogsmark betydligt lägre fosforkoncentrationer jämfört med jordbruksmark, vilket också de

förhållandevis låga koncentrationerna vid provpunkt 69 från skogsmark tyder på. Jordproverna från den andra provpunkten från skogsmark (1) bestod nästan endast av organiskt material, vilket antagligen är anledningen till att detta prov hade en högre fosforkoncentration. Att skogsmark troligtvis har lägre fosforkoncentration jämfört med jordbruksmark kan delvis vara en anledning till att fosforkoncentrationen är lägre i skogsdominerande vattendrag (som t.ex. Kvesarumsån). En annan anledning är att skogsmark i regel bör vara mindre erosionskänslig än jordbruksmark och jordbruksmarken har ju dessutom tagit emot stora mängder gödsel.

Även om mätning av fosforkoncentration med hjälp av en handhållen XRF-analysator inte ger exakta resultat bör mätningarna vara jämförbara sinsemellan, då mätning har skett på samma sätt för varje prov och eventuella mätfel därmed sannolikt är systematiska. En jämförelse mellan de koncentrationer som uppmätts med XRF-analysatorn och resultat från standardiserade metoder (vid mätning på samma jordprov) vore av intresse för att avgöra felmarginalen. Om eventuella mätfel är systematiska är det troligt att man får ett samband vid korrelationsanalys mellan uppmätt koncentration av XRF:en och uppmätta koncentrationer enligt standardiserade metoder. Efter omräkning av mätresultat skulle XRF-mätning kunna utvecklas till en relativt snabb och billig metod för mätning av fosfor i jord- eller sedimentprover, på liknande sätt som en turbidometer kan användas för att uppskatta fosforkoncentration i vattenprover. En XRF-analysator är dyr att köpa in, men billig i drift. Den kan med fördel användas om man vill analysera många prover på kort tid. En nackdel är att XRF-analysatorn endast mäter den totala andelen fosfor av ett prov och kan inte säga någonting om vilka former fosfor förekommer i. Förutom att mäta fosforkoncentration i jordprover i Ringsjöns avrinningsområde hade metoden eventuellt kunnat användas för att översiktligt kartera fosforkoncentration i sjöns bottensediment. Detta har visserligen redan utförts vid några provpunkter med mer noggranna mättekniker, men XRF-metoden skulle kunna användas som komplement för att mäta på många prover till en låg kostnad. Kartläggning av fosfor i sjösediment är viktigt för att avgöra var det finns störst behov av att minska den interna fosforbelastningen, vilket kan vara minst lika viktigt som att minska den externa belastningen från vattendrag då de totalt sett bidrar med ungefär lika stora mängder (Fig. 10; SMHI 2014).

5.4 Modeller över turbiditet och fosforkoncentration

Överlag tycks interpolation mellan mätpunkter i vattendragen fungera bra och kartorna som genererats (Fig. 17 och Fig. 24) ger således en god överblick över var det är som grumligast samt var fosforkoncentrationen därmed uppskattas vara som högst i avrinningsområdet. Kombinationen av grumlighetsmätningar och modellering kan därmed ses som en kostnadseffektiv och enkel metod om man vill få en överblick över totalfosforkoncentrationerna i större avrinningsområden.

Vissa vattendrag representeras bara av en enda provpunkt. I dessa fall interpoleras hela vattendraget till motsvarande värde. Detta är något osäkert, eftersom en enda provpunkt inte nödvändigtvis representerar hur det ser ut i resten av vattendraget. Ett ökat antal provpunkter förbättrar givetvis interpolationen, men syftet med detta arbete var huvudsakligen att testa om grumlighetsmätningar och modellering kan vara lämpligt att använda. Grumligheten i avrinningsområdet mättes därtill endast vid ett tillfälle per provpunkt. Det hade varit av intresse att göra om samma mätning flera gånger för att se om mönstret ser liknande ut vid olika provtagningstillfällen. När vattenprover togs behövdes två dagar för att hinna med alla 72 provpunkter. Det optimala vore om proverna togs inom så kort tidsintervall som möjligt för att veta att provtagning har skett under så lika förutsättningar som möjligt. Vidare vore det av intresse att undersöka om sambandet mellan grumlighet och fosfor ser liknande ut året om, eller om det varierar med tiden.

Som tidigare nämnts kommer 25 % av fosforbelastningen på Ringsjön från okända källor. Resultatet från denna studie kan ge en uppfattning om vilka dessa källor huvudsakligen är. Det är möjligt att de mindre vattendragen söder om Ringsjön tillsammans utgör en betydande del av den odefinierade belastningen (Fig. 17). Dessa vattendrag var tillsammans med delar av Hörbyån (vid provpunkterna 50–53, samt vid dess mynning) de vattendrag som var grumligast vid mättillfället. Troligen sammanfaller det med höga fosforkoncentrationer och därför bör dessa vattendrag prioriteras vid åtgärdsarbete – framförallt Hörbyån, som har ett större vattenflöde jämfört med de mindre vattendragen och därmed transporterar en större mängd fosfor. Vissa åtgärder, såsom anlagda våtmarker och skyddszoner, samt miljöersättning, har redan genomförts för att minska fosforbelastningen från vattendragen (se VISS 2014a, b). Fosforkoncentrationerna i både Ringsjön och i dess tillrinnande vattendrag behöver minska betydligt för att koncentrationerna ska hamna inom intervallet för god status, vilket är målet enligt EU:s ramdirektiv för vatten. För att nå detta mål till år 2021 är det viktigt att åtgärdsarbetet fortsätter. Förslagsvis kan anläggandet av nya våtmarker och utökade skyddszoner kombineras med ökad information till markägare gällande vad som kan göras för att minska risken för fosforförluster från sina åkermarker.

6 Slutsatser

Det finns ett linjärt positivt samband mellan fosfor och turbiditet i Kvesarumsån och Hörbyån. Att tillämpa erhållna ekvationer för att uppskatta totalfosforkoncentrationen i vattendrag inom ett avrinningsområde är därmed en metod som tycks ha god potential. Man bör dock ha i åtanke att sambandet varierar mellan olika vattendrag, vilket också är fallet för Kvesarumsån och Hörbyån. Samma värde på turbiditeten motsvarar nämligen en högre fosforkoncentration i Hörbyån än i Kvesarumsån, troligen beroende på bland annat skillnader i fosforföreningar som inte är partikelbundna. För bästa resultat bör således en individuell mätserie göras för varje vattendrag man är intresserad av, och helst inom ett stort grumlighetsintervall som spänner minimala och maximala grumlighetsförhållanden. Användning av GIS för att visualisera och interpolera turbiditet samt fosforkoncentration fungerar mycket bra och ger en god överblick över vilka områden som det bör fokuseras extra på vid åtgärdsarbete. Det var som grumligast i vattendragen i jordbruksdominerade områden, och det visade sig också finnas ett signifikant positivt samband mellan andel jordbruksmark och turbiditet. Det fanns däremot inget samband mellan turbiditet och andel båtnadsområde, vattenföring eller markfosforkoncentration. Vattendragen söder om Ringsjön samt vissa delar av Hörbyån (dess mynning samt södra del) visade sig vara grumligast. Baserat på resultaten i denna studie är det troligt att dessa vattendrag har höga fosforkoncentrationer. Vid åtgärdsarbete för att minska fosfortransporten till Ringsjön föreslås att fokus läggs på de jordbruksdominerande delarna av Hörbyån, eftersom Hörbyån har en betydande vattenföring och därmed totalt sett transporterar stora mängder fosfor.

7 Tack

Jag skulle vilja tacka alla som har varit inblandade och hjälpt till på olika sätt med detta examensarbete. Först och främst vill jag tacka Per Nyström som har varit en mycket bra handledare. Per har tagit sig tid att följa med på det första fältarbetet, hjälpt till med litteratur, statistiska beräkningar och haft värdefulla kommentarer på mitt arbete. Tack till Algae Be Gone! för att jag fick möjlighet att utföra detta examensarbete. Tack till Richard Nilsson vid Höörs kommun, som har hjälpt till med dataunderlag till GIS och bidragit med värdefulla kommentarer till mina kartor. Tack till Mattias Ekvall vid Lunds universitet som har varit till stor hjälp vid det laborativa arbetet med vattenproverna. Tack till Leif Johansson vid Lunds

universitet som hjälpte mig med XRF-analyser av jordprover. Tack till Håkan Bergknut vid Höörs kommun som bidragit med intressant information samt har hjälpt mig att komma iväg på fältarbete. Tack till Birgitta Bengtsson vid Ekologgruppen i Landskrona för tillgången på datamaterial över vattendragen. Tack till min sambo Anders Lindskog för korrekturläsning samt för en trevlig dag i fält när vi tog jordprover. Tack till Elisabeth och Claes Lindskog för barnpassning och utlåning av bil (när Anders och jag tog jordproverna). Tack till mina föräldrar Ingvor och Åke Pettersson som har visat stort intresse för mitt arbete från början till slut. Slutligen ett tack till min dotter Iris Lindskog som har bidragit till många glada stunder under den här studieperioden.

8 Referenser

Algae Be Gone. 2012a. *Ringsjön biomanipulation*. algaebegone.dk/ringsjön/biomanipulation. Hämtat 140305.

Algae Be Gone. 2012b. *Algae Be Gone!* algaebegone.dk/?changeLang=1. Hämtat 140305.

Alström, T. och Wedding, B. 2013. *Enkelt verktyg för riskkartering av fosforförluster via ytavrinning, Test inom Edenbergaåns avrinningsområde i södra Halland*. Ekologgruppen i Landskrona AB. 37 sidor.

Andersson, A., Andersson, R., Eriksson, J., & Mattson, L. 1998. *Fosforupplagringen i svensk jordbruksmark*. Naturvårdsverket, rapport 4919. Naturvårdsverkets förlag. 34 sidor.

Andréasson, P.-G. (red.), 2006. *Geobiosfären – en introduktion*. Studentlitteratur. 604 sidor.

Bengtsson, B. 2005. *Ringsjön, Vattenundersökningar 2004*. Ekologgruppen i Landskrona AB. 50 sidor.

Bengtsson, B. 2006. *Ringsjön, Vattenundersökningar 2005*. Ekologgruppen i Landskrona AB. 53 sidor.

Bengtsson, B. 2007. *Ringsjön, Vattenundersökningar 2006*. Ekologgruppen i Landskrona AB. 64 sidor.

Bengtsson, B. 2008. *Ringsjön, Vattenundersökningar 2007*. Ekologgruppen i Landskrona AB. 56 sidor.

Bengtsson, B. 2009. *Ringsjön, Vattenundersökningar 2008*. Ekologgruppen i Landskrona AB. 46 sidor.

Bengtsson, B. 2010. *Ringsjön, Vattenundersökningar 2009*. Ekologgruppen i Landskrona AB. 82 sidor.

Bengtsson, B. 2011. *Ringsjön, Vattenundersökningar 2010*. Ekologgruppen i Landskrona AB. 50 sidor.

Bengtsson, B. 2012. *Ringsjön, Vattenundersökningar 2011*. Ekologgruppen i Landskrona AB. 60 sidor.

Bengtsson, B. 2013. *Rönne å, Sammanfattning av vattenkontrollen 2012*. Ekologgruppen i Landskrona AB. 16 sidor.

Bengtsson, B. 2014. *Rönne å, Sammanfattning av vattenkontrollen 2013*. Ekologgruppen i Landskrona AB. 18 sidor.

Bergman, E., Hamrin, S. & Romare, P. 1999. The effects of cyprinid reduction on the fish community. *Hydrobiologia* 404. 65–75.

Bergström, L., Djodjic, F., Kirchmann, H., Nilsson, I. & Ulén, B. 2007. *Fosfor från Jordbruksmark till Vatten – tillstånd, flöden och motåtgärder i ett nordiskt perspektiv*. SLU, rapport MAT 21 nr 2/2007. 61 sidor.

Bergström, L., Linder, J. & Andersson, R. 2008. *Fosforförluster från jordbruksmark – vad kan vi göra för att minska problemen?* Jordbruksverket. 26 sidor.

Brady, N.C. & Weil, R.R. (red.). 2008: *The nature and properties of soils, (fourteenth edition)*. Pearson Education. 975 sidor.

Briggs, I.C. 1974. Machine contouring using minimum curvature. *Geophysics* 39. 30–48.
Bydén, S., Larsson, A-M. & Olsson, M. 2003. Mäta vatten, *Undersökningar av sött och salt vatten (tredje upplagan)*. Göteborgs universitet, Institutionen för miljövetenskap och kulturvård. 136 sidor.
EPA, United States Environmental Protection Agency. 1999. *Guidance manual for compliance with the interim enhanced surface water treatment rule: Turbidity provisions*. 216 sidor.
EPA, United States Environmental Protection Agency, 2012. *5.5 Turbidity*. water.epa.gov /type/rsl/monitoring/vms55.cfm. Hämtat 140204.
Esri, 2012. *How spline works.* resources.arcgis.com/en/help/main/10.1/index.html#/ How_Spline_works/009z00000078000000/ Hämtat 140127.
EU, 2000. EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. E*uropeiska gemenskapernas officiella tidning*, L 327.72 sidor.
Europeiska kommissionen, 2010. *Ramdirektivet för vatten, November 2010*. Publikationsbyrån. 4 sidor.
Foreca, 2013. *Prognoshistorik för Höör.* www.klart.se/väder-höör.html?v=historik. Hämtat 131129.
Granéli, W. 1999. Internal phosphorus loading in Lake Ringsjön. *Hydrobiologia* 404. 19–26.
Grayson, R.B., Finlayson, B.L, Gippel, C.J. & Hart, B.T. 1996. The Potential of Field Turbidity Measurements for the Computation of Total Phosphorus and Suspended Solids Loads. *Journal of Environmental Management* 47. 257–267.
Hansson, L-A., Enell, M. & Bergman, E. 1999. Lake Ringsjön: its catchment area, its history and its importance. *Hydrobiologia* 404. 1–7.
Kalnicky, D.J. & Singhvi, R. 2001. *Field portable XRF analysis of environmental samples. Journal of Hazardous Materials 83*, 93–122.
Laubel, A., Kronwang, B., Hald A.B. & Jensen, C. 2003. Hydromorphological and biological factors influencing sediment and phosphorus loss via bank erosion in small lowland rural streams in Denmark. *Hydrological processes* 17. 3443–3463.
Länsstyrelsen Skåne, 2012. *Östra Ringsjön*. Ekologgruppen i Landskrona AB. 20 sidor.
Malgeryd. J., Albertsson, B., Folkesson, Ö. & de Maré, L. 2008. *64 åtgärder inom jordbruket för god vattenstatus, Rapport 2008:31.* Jordbruksverket. 132 sidor.
Naturvårdsverket, 1999. *Bedömningsgrunder för miljökvalitet, Sjöar och vattendrag, rapport 4913.* Naturvårdsverket förlag. 101 sidor.
Naturvårdsverket, 2007. *Bilaga A, Till Handbok 2007:4, Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag*. 137 sidor.
Naturvårdsverket, 2013. *Miljömålen, Årlig uppföljning av Sveriges miljökvalitetsmål och etappmål 2013, rapport 6557 • MARS 2013.* 260 sidor.
Ringsjökommitén, 1991. *Ringsjöns restaurering 1980–1990*. Ringsjökommittén. 110 sidor.
Ringsjöns vattenråd, 2005a. *Projekt Ringsjön, Utfiskningen*. www.ringsjon.se/ projring_ufisk.asp. Hämtat 131028.
Ringsjöns vattenråd, 2005b. *Projekt Ringsjön, Projektbeskrivning*. www.ringsjon.se/ projring.asp. Hämtat 131028.
SGU, Sveriges Geologiska Undersökning, 2014. *Kartgeneratorn*. maps2.sgu.se/ kartgenerator/maporder_sv.html. Hämtat 131028.
SMHI, Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, 2014. *SMHI vattenwebb, Analys- och scenarioverktyg för övergödning i sötvatten.* vattenweb.smhi.se/scenario/. Hämtat 140303.
Spackman Jones, A., Stevens, D.K., Horsburgh, J.S. & Mesner, N.O. 2011. Surrogate measures for providing high frequency estimates of total suspended solids and total

phosphorus concentrations. *Journal of the American Water Resources Association* 47 (2). 239–253.
Stubblefield, A. P., Reuter, J. E., Dahlgren, R. A. & Goldman, C. R. 2007. Use of turbidometry to characterize suspended sediment and phosphorus fluxes in the Lake Tahoe basin, California, USA. *Hydrological Processes* 21. 281–291.
Tryblom, F. 1893. *Ringsjön i Malmöhus län dess naturförhållande och fiske*. Medd. Kongl. Lantbruksstyrelsen. 4. 42 sidor.
Ulén, B. 2005. Fosforförluster från mark till vatten. SNV Rapport 5507. Naturvårdsverket. 61 sidor.
USGS, U.S. Geological Survey. *Turbidity – Units of measurement*, 2013. or.water.usgs.gov/grapher/fnu.html. Hämtat 140204.
VISS, Vatteninformationssystem Sverige, 2014a. *Västra Ringsjön.* www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE620062-135224&userProfileID=3. Hämtat 140226.
VISS, Vatteninformationssystem Sverige, 2014b. *Östra Ringsjön.* www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE619626-135565&userProfileID=3. Hämtat 140226.
VISS, Vatteninformationssystem Sverige, 2014c. *VattenInformationsSystem Sverige.* www.viss.lansstyrelsen.se/. Hämtat 140226.
VISS, Vatteninformationssystem Sverige, 2014d. *Höörsån.* www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE620402-135859. Hämtat 140226.
VISS, Vatteninformationssystem Sverige, 2014e. *Kvesarumsån.* www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE620149-136633. Hämtat 140226.
VISS, Vatteninformationssystem Sverige, 2014f. *Rönne å: Östra Ringsjön-Hörbyån.* www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE619293-136357. Hämtat 140226.
VISS, Vatteninformationssystem Sverige, 2014g. *Snogerödsbäcken.* www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE619314-135412. Hämtat 140226.
Walling, D.E., Collins, A.L. & Stroud, R.W. 2008. Tracing suspended sediment and particulate phosphorus sources in catchments. *Journal of Hydrogeology*, 350. 274–289.
Åkerman, J. 1985. *Erosionskänsliga områden i Ringsjöbygden*. Länsstyrelsen i Malmöhus län. 19 sidor.

LUNDS UNIVERSITET

Miljövetenskaplig utbildning
Centrum för klimat- och
miljöforskning
Ekologihuset
22362 Lund

Åtgärdsförslag till identifierade högriskområden för fosforläckage inom Hörbyåns avrinningsområde

Anna Olsson

2014

Miljövetenskap

Examensarbete för kandidatexamen 15 hp
Lunds universitet

Åtgärdsförslag till identifierade högriskområden för fosforläckage i Hörbyåns avrinningsområde

Anna Olsson

2014

Examensarbete för kandidatexamen 15 hp, Lunds universitet
Intern handledare: Per Nyström, Lunds universitet
Extern handledare: Per Nyström, Algae Be Gone!

Abstract

The study has focused on identifying high risk areas for phosphorus leakage in the catchment of river Hörbyån. Also what kind of measures that can be taken to reduce the leakage at different sites in the catchment have been investigated. The highest phosphorus leakage in the south of Sweden come from agricultural areas, where the dominating transport is erosion and runoff. Some of the factors influencing the leakage of phosphorus are land use, topography, the presence of drainage and grain size. These factors were used in a field study along the river Hörbyån to identify the high risk areas for phosphorus leakage. In order to point out the high risk areas, the results from the field study and data collected from ArcGIS 10 were weighted with different weighting factors.

The weighting results in combination with phosphorus concentrations, from measurements by Algae Be Gone!, show that three out of five areas in the catchment of river Hörbyån have a possible high risk for phosphorus leakage. The high risk of leakage from the areas depend on the high frequency of crop land, the lack of buffer zones along the river, a straightening of the watercourse and the presence of clay as the dominating soil type. For the high risk areas, measures such as wetlands, buffer zones and meandering have been proposed to be implemented to reduce the leakage of phosphorus from the sites.

Innehållsförteckning

Abstract 5

1. Inledning 1

1.1 Miljövetenskaplig relevans ... 3

1.2 Syfte ... 3

1.3 Frågeställning ... 3

1.4 Avgränsning ... 4

2. Metod 5

2.1 Områdesbeskrivning ... 5

2.2 Inhämtad data ... 7

2.2.1 Fosformätningar ... 7

2.2.2 Digital kartredovisning och analys ... 8

2.2.3 Presentation av fosfordata ... 8

2.3 Fältundersökning ... 8

2.4 Viktning, bearbetning av insamlad data ... 10

2.5 Presentation av viktning och fältdata ... 14

3. Resultat och analys 15

3.1 Fosforkoncentrationer i Hörbyån ... 15

3.1.1 Fosforkoncentration vid Hörbyåns utlopp till Ringsjön ... 15

3.1.2 Fosfordata från sorbiceller ... 15

3.1.3 Fosfordata från mätningarna 17 oktober och 13 november ... 16

3.2 Fältundersökningsområdenas egenskaper ... 17

3.3 Högriskområden för fosforläckage ... 19

3.3.1 Områden med hög fosfortillförsel ... 19

3.3.2 Vattendragets karaktär, orsaker till hög fosfortillförsel ... 22

3.4 Åtgärder ... 22

3.4.1 Meandering, återställning av rätade vattendrag ... 22

3.4.2 Skyddszoner ... 23

3.4.3 Våtmarker och sedimentationsdammar ... 25

3.4.4 Övriga åtgärder ... 27

3.4.5 Sammanfattning åtgärder ... 28

4. Sammanfattande slutsatser och rekommendationer 29

4.1 Resultat ... 29

4.1.1 Områdenas fosfortillförsel ... 29

4.1.2 Åtgärder ... 30

4.2 Metod ... 32

4.2.1 Utvärdering av använd metod ... 32

4.2.2 Fosforkoncentrationsmätningarnas pålitlighet ... 33

4.3 Miljövetenskaplig relevans ... 33

5. Slutsatser 34

Tackord 35

Referenser 36

Appendix 39

1. Inledning

Övergödning är ett stort vattenproblem i Sverige. På grund av läckage av fosfor och kväve från jordbruksmark samt ofullständigt renat avloppsvatten lider många av Sveriges sjöar, vattendrag och kustnära vatten av eutrofiering med återkommande algblomningar och en förändrad artsammanssättning (SNV, 2004, Brandt och Ejhed, 2002). Förutom den externa tillförseln av fosfor sker även en intern belastning, vid bland annat omrörning i vattenkolumnen, av den fosfor som tidigare tillförts sjön och som nu ligger lagrad i sedimenten på dess sjöbotten (Granéli, 1999). De flesta av Sveriges eutrofa sjöar finns i södra Sverige där jordbruk utgör den dominerande markanvändningen. (SNV, 2004). I sötvatten är det begränsande näringsämnet för produktivitet främst fosfor. En ökad eller hög halt av ämnet i sjöar och vattendrag leder oftast till högre produktivitet vilket slutligen leder till eutrofiering, ofta med kraftiga algblomningar som följd. (Sharpley och Withers, 1994, Correll, 1998).

Denna studie görs i samarbete med EU-projektet Algae Be Gone! som är ett av initiativen som tagits för att minska övergödningen av sjöar i södra Sverige och Danmark. Projektets övergripande syfte är att förbättra vattenkvalitén i övergödda sjöar inom dessa områden på ett kostnadseffektivt sätt. En av sjöarna som ingår i projektet är Ringsjön som ligger i mellersta Skåne. (Algae Be Gone!, 2012). Eutrofieringen av Ringsjön startade redan 1883 då vattennivån i sjön sänktes med 1,5 meter för att öka andelen brukbar mark i området. Nivåsänkningen i kombination med en ändrad jordbruksmetod, som innebar en högre applikation av gödningsmedel på åkermarken, under första halvan av 1900-talet, ledde till att Ringsjön fick en högre produktivitet, som sedan lett till övergödning. Fokus för eutrofieringen har under de senaste årtiondena mestadels legat på fosforläckaget som sker från jordbruksmarken samt bristande rening av avloppsvatten. (Hansson et al., 1999).

Tidigare åtgärder

Under 1970-talet installerades kemisk rening av avloppsvatten i Höör och Hörbys reningsverk, vilket var början på åtgärdsarbetet för att minska läckaget av fosfor till Ringsjön. 1980 startades Ringsjökommittén, idag Ringsjöns vattenråd, som arbetar för att utveckla åtgärder för att förbättra vattenkvalitén i Ringsjön. Kommittén är ett samarbete mellan kommunerna i området, Lunds universitet, Länsstyrelsen och intresseorganisationer. (Hansson et al., 1999). Utifrån miljöskyddslagen 8a§ förklarades Ringsjön och dess avrinningsområde 1985 som ett särskilt

föroreningskänsligt område. I samband med detta fick Länsstyrelsen i uppdrag att ta fram ett förslag på föreskrifter för området, dessa implementerades 1985 som ”Lex Ringsjön”. Inom Lex Ringsjön regleras bland annat användandet av gödningsmedel till att anpassas utifrån markens näringsinnehåll samt till att inte överstiga rekommendationer från lantbruksnämnden. I föreskrifterna regleras även gödselhantering och rening av avloppsvatten inom området. Vidare ges även rekommendationer på hur gödsling och jordbearbetning bör ske. (Ringsjökommittén, 1991). Mellan perioderna 1976-1980 och 1991-1996 minskade fosfortillförseln till Ringsjön med 65 %, vilket är ett tecken på att de implementerade åtgärderna fungerat (Enell, 1999).

Den viktigaste interna åtgärden som vidtagits, under två tillfällen, i Ringsjön är reduktionsfiske av vitfisk. Reduktionsfiske innebär att vitfisk, som braxen och mört, fiskas upp för att gynna tillväxten av djurplankton som ska beta ner algsamhället, vilket leder till klarare vatten och såsmåningom en återställd artsammansättning i sjön (Svensson, 2006, Algae Be Gone!, 2014). Första projektet leddes av Ringsjökommittén och skedde mellan 1988 och 1992. Andra perioden startades 2005 genom Projekt Ringsjön och pågår fortfarande, men sedan 2011 drivs projektet av Algae be Gone!. Reduktionsfisket har bland annat lett till klarare vatten och en återhämtning av fiskfaunan. (Algae Be Gone!, 2014).

Eftersom det största biflödet till Ringsjön är Hörbyån kommer denna studie fokusera på detta vattendrag och dess avrinningsområde. Hörbyån står för cirka 50 % av den totala externa fosforbelastningen till Ringsjön. Tidigare, mellan 1999-2001, har våtmarker och sedimentationsdammar byggts inom Hörbyåns avrinningsområde för att fånga upp fosfor från jordbruksmarken. (Hörby kommun, 2002). För att reducera fosfortillförseln från enskilda avlopp installerades under samma tidsperiod godkända anläggningar för rening av avloppsvatten (Hörby kommun, 2003).

Fosforns väg till vattendragen

Läckage av fosfor beror på många olika faktorer och processer. Det största läckaget av fosfor i södra Sverige är från jordbruksmark, varifrån fosfor transporteras bort genom erosion och ytavrinning (Brandt och Ejhed, 2002, Ulén och Fölster, 2007, Muukkonen et al., 2007). Erosion är ett viktigt transportsätt för fosfor eftersom en del av den totala fosforn som läcker från åkermark är partikulärt bunden till exempelvis sand eller lera. (Puustinen et al., 2005). Viktiga faktorer för erosion och fosforläckage är markens lutning, kornstorlek, nederbörd med mera (Morgan, 2009). Ytterligare en faktor som påverkar mängden fosfor som transporteras till vattendraget är förekomsten av dräneringsrör och diken. I dem uppsamlas vatten, sediment och fosfor genom ytavrinning och makroporflöde på åkermarken. Diken och dräneringsrör mynnar sedan ut i vattendrag och ökar således fosforkoncentrationen där. (Ulén och Jakobsson, 2005). Genom olika

åtgärder, till exempel skyddszoner och våtmarker, kan fosforläckaget till vattendragen reduceras (Uusi-Kämppä et al., 2000).

1.1 Miljövetenskaplig relevans

Denna studie är viktig ur en miljövetenskaplig synvinkel eftersom den syftar till att komma fram med en lösning för ett regionalt miljöproblem genom att ge förslag på hur den externa näringstillförseln av fosfor till den eutrofa Ringsjön kan minskas. Vidare är det viktigt att upprätthålla en god vattenstatus i Ringsjön eftersom den är en reservvattentäkt för 800 000 skåningar (Cirkulation, 2012). Övergödning är ett miljöproblem som idag främst beror på människans påverkan genom läckage från jordbruket, men också på andra antropogena källor som reningsverk och enskilda avlopp (Ulén och Jakobsson, 2005, Ulén och Fölster, 2007). När eutrofieringen av Ringsjön startade, skedde, som nämnts tidigare, en sänkning av vattennivån för att öka andelen brukbar mark i området. Detta späddes senare på med att mer gödsel användes på åkrarna och att ofullständigt renat avloppsvatten runnit ut i sjön. (Hansson et al., 1999). Övergödningen av Ringsjön beror således på människans påverkan på ekosystemet.

Övergödning och reducerat fosforläckage behandlas inom många regionala, nationella och internationella projekt och målsättningar för att få en bättre miljö, till exempel i EUs vattendirektiv och det svenska miljömålet ”Ingen övergödning” (Kallis och Butler, 2001, Naturvårdsverket, 2014).

1.2 Syfte

Trots att många åtgärder vidtagits tidigare finns mycket kvar att göra för att reducera den årliga tillförseln av fosfor till Ringsjön. Därför är syftet med denna studie att identifiera källor till hög fosforbelastning och ta fram lämpliga förslag på externa åtgärder för att minska fosfortillförseln till Ringsjön från Hörbyåns avrinningsområde.

1.3 Frågeställning

Tre frågeställningar ska besvaras för att uppfylla syftet:

Vilka områden är viktiga för den externa tillförseln av fosfor till Ringsjön inom Hörbyåns avrinningsområde?

Varför är halten av fosfor högre i dessa områden?

Vilka åtgärder kan sättas in för att minska fosfortillförseln till Ringsjön från dessa områden?

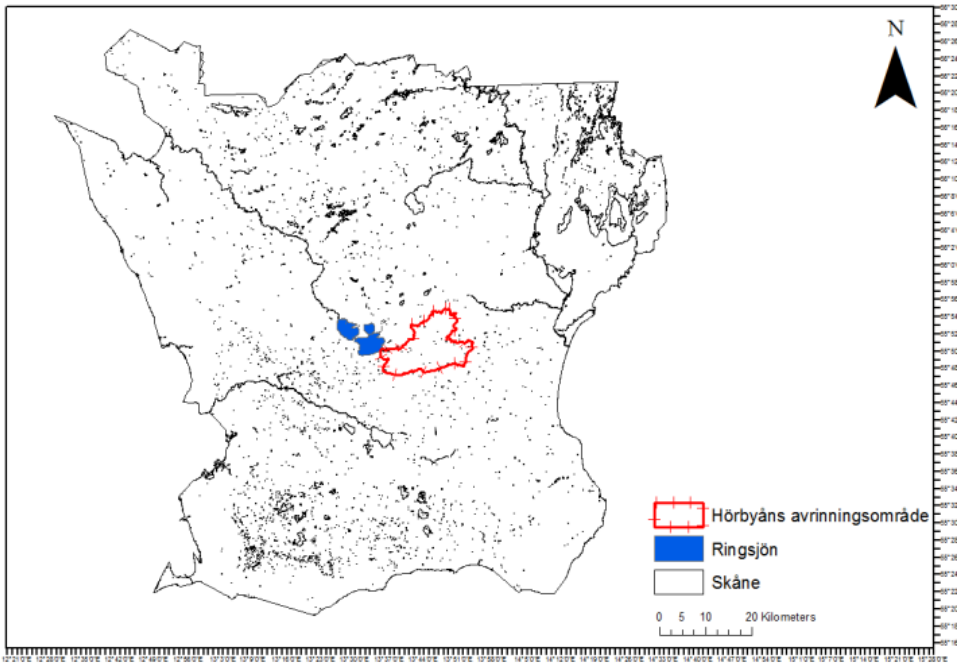
1.4 Avgränsning

Studien har av tidsskäl avgränsats till att endast undersöka en del av Hörbyåns avrinningsområde. Vidare har en avgränsning för åtgärder gjorts till att endast behandla ett par som skulle kunna implementeras i eller intill vattendraget. Nämnas bör dock att det finns mycket mer att göra, till exempel direkta åtgärder inom jordbruket, såsom sådd av fånggrödor och reducerad plöjning.

2. Metod

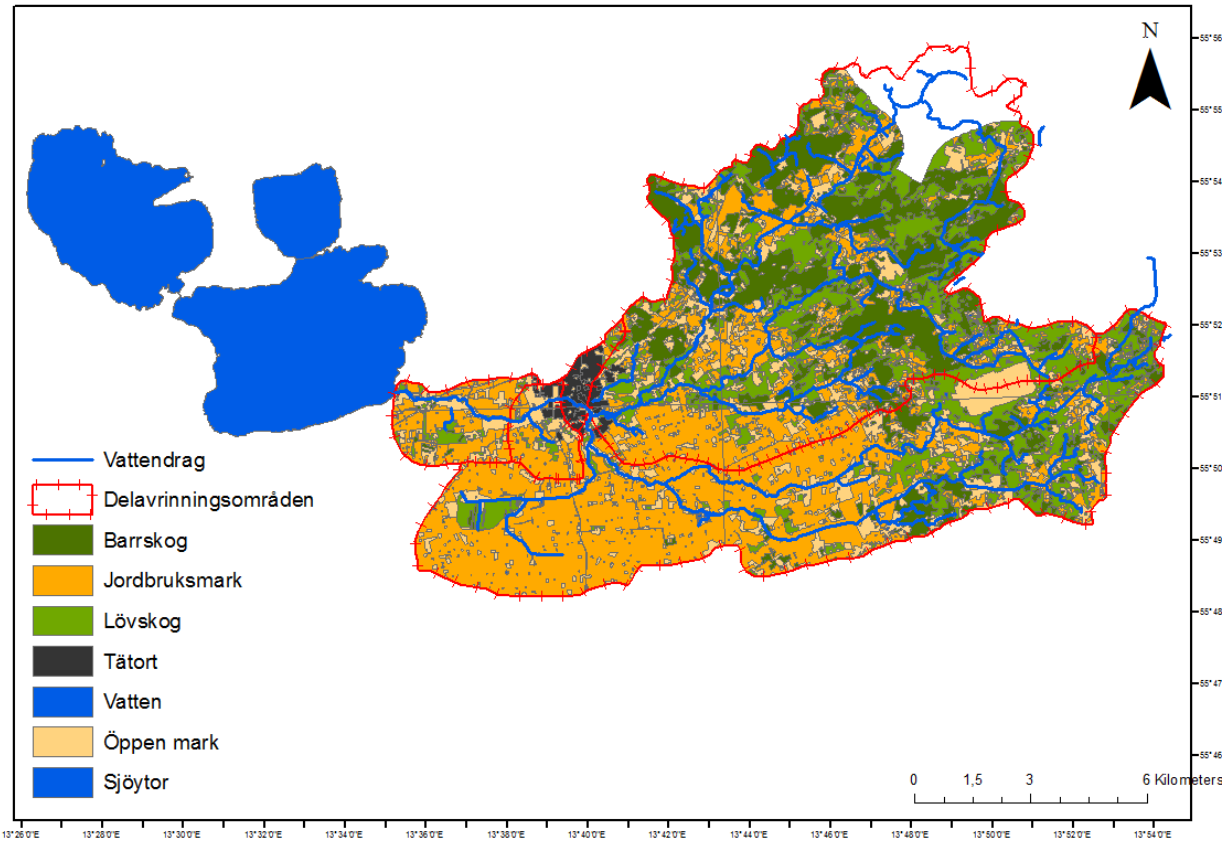
2.1 Områdesbeskrivning

Studien genomfördes längs ett delavrinningsområde till Hörbyån som ligger inom Ringsjöns tillrinningsområde i Skåne (Figur 1).

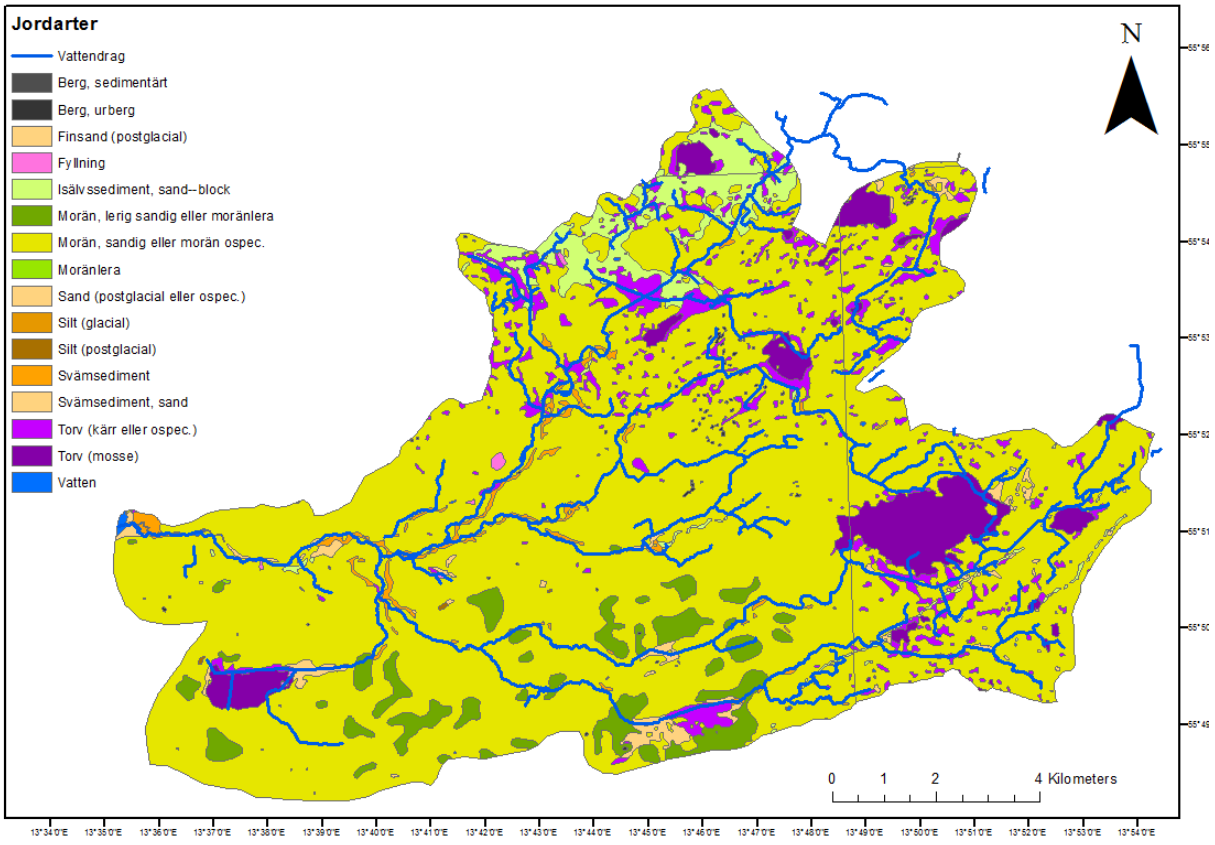


Figur 1. Karta över Skåne med Ringsjön och Hörbyåns avrinningsområde utmarkerat.

Ringsjön ligger i Skåne och är en 40 km^2 stor eutrof sjö med ett avrinningsområde på 348 km^2. (Hansson et al., 1999). Ett av biflödena till Ringsjön är Hörbyån som står för cirka 40 % av vattentillflödet och cirka 50 % av kväve- och fosfortillförseln till sjön. Ån utgörs fram till 5 km innan Ringsjöns mynning av många medelstora åar som där rinner samman till ett större vattendrag. Hörbyåns totala avrinningsområde är 150 km^2 stort och kan delas in i fyra delavrinningsområden (Figur 2). Markanvändningen i avrinningsområdet utgörs främst av jordbruksmark och skog (Figur 2) (Hörby kommun, 2002). Den dominerande jordarten i området är sandig morän, medan andra övriga jordarter utgörs av torv, lerig morän, isälvssediment samt sand (Figur 3).



Figur 2. Markanvändning i Hörbyåns avrinningsområde samt åns fyra delavrinningsområden.



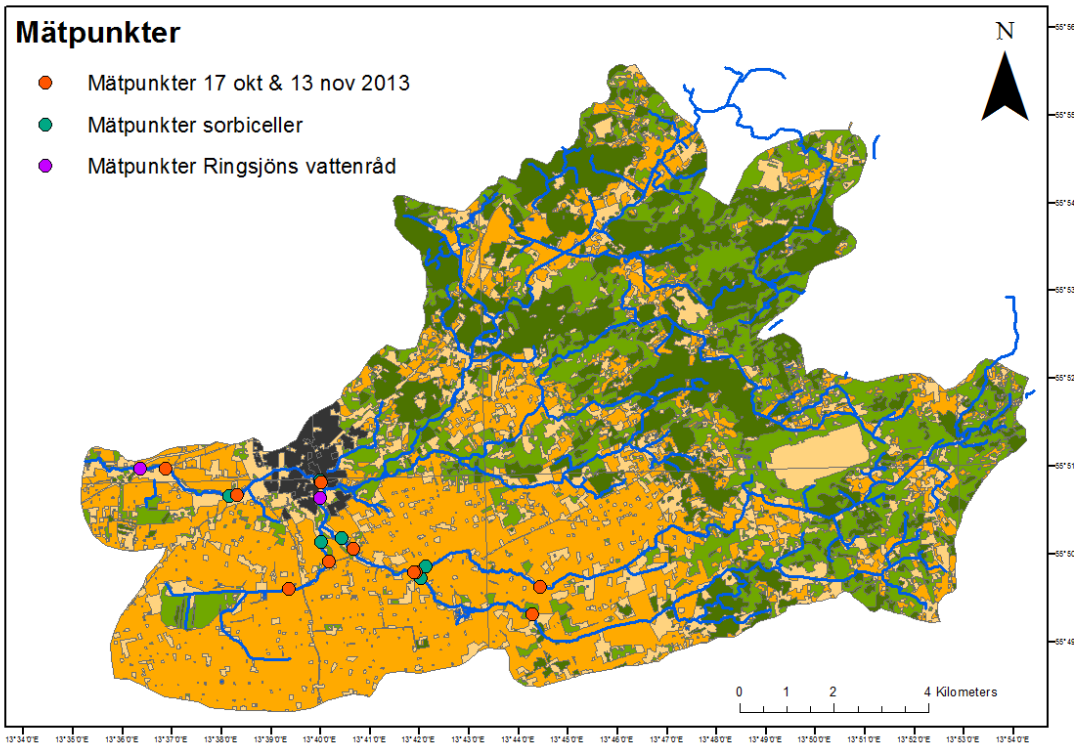
Figur 3. Jordartskarta över Hörbyåns avrinningsområde.

Hörbyån är mestadels naturlig med ett strömmande/forsande vatten och hög grad av beskuggning. Dock förekommer även partier där vattendraget är utdikat och rätat, främst i områden med jordbruksmark, men också vid mossar och kärr. (Hörby kommun, u.å).

2.2 Inhämtad data

2.2.1 Fosformätningar

För att identifiera områdena med högst fosforkoncentration inom Hörbyåns avrinningsområde användes data med fosforkoncentrationer inhämtad från Ringsjöns vattenråd och Algae Be Gone!. Från Ringsjöns vattenråd har hämtats månatliga recipientkontrollmätningar för Hörbyåns utlopp till Ringsjön från 1976 till december 2013 samt data från Hörbyån, Södra armen med mätningar tagna januari, mars, maj, juni, oktober och december för åren 2012 och 2013. Mätningarna från Algae Be Gone! har gjorts med sorbiceller kontinuerligt sedan början av 2013 och framåt. Senaste data använda i studien är från januari 2014. När sorbiceller används sker mätningen av fosfor över tid och en medelkoncentration beräknas sedan utifrån den tid som mätningen pågått. Genom att använda sorbiceller fås därför en mer tillförlitlig mätserie än genom vanlig provtagning. (de Jonge och Rothenberg, 2005). Från Algae Be Gone! har även två enskilda mätdatum, den 17 oktober och 13 november 2013, med tio mätpunkter var inhämtats (Figur 4).



Figur 4. Mätpunkterna för koncentrationsmätningarna av fosfor från 17 oktober och 13 november (10 punkter), för sorbicellmätningarna (6 punkter) samt för Ringsjöns vattenråds recipientkontrollpunkter (2 punkter).

2.2.2 Digital kartredovisning och analys

För att ta reda på hur de olika faktorerna som påverkar fosforläckage ser ut i Hörbyåns avrinningsområde undersöktes olika skikt i ArcGIS 10. Programmet användes även för att skapa kartor över Hörbyåns avrinningsområde samt för att visualisera mätdata. GIS-data med filer för fastighetskartan, Hörbyåns avrinningsområde, sjöytor, vattendrag, våtmarker samt punkter för sorbicellmätningarna inhämtades från Höörs kommun. Jordarts- och länsskikt laddades ner från Institutionen för Naturgeografi och ekosystemvetenskap (Lunds universitet, 2014) vid Lunds universitet. Slutligen inhämtades båtnadsområdena, dvs. områdena som visar var dränering skett, från Länsstyrelsen (Länsstyrelsen, 2014). Kartor skapades över markanvändning, jordarter samt Hörbyåns avrinningsområde i ArcMap 10.

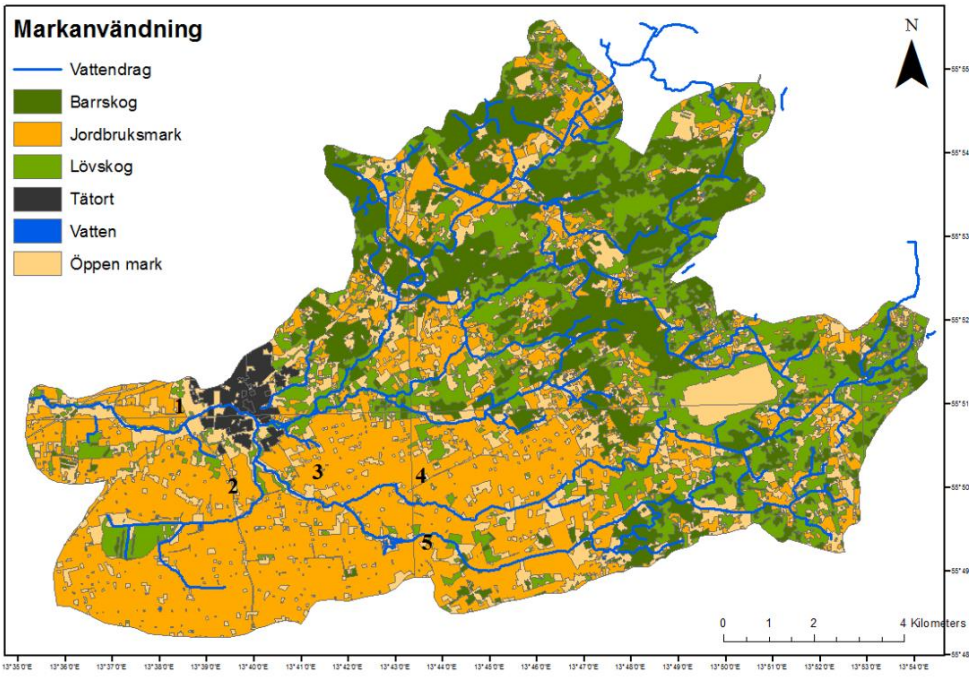
2.2.3 Presentation av fosfordata

För de månadsvisa mätningarna från Ringsjöns vattenråd beräknades medelkoncentrationen av totalfosfor för varje år, 1976-2013, och redovisades sedan i ett punktdiagram. Mätvärdena från Algae Be Gone! lades in i ArcMap10 och klassificerades med färg utifrån koncentration, från rött för höga värden till grönt för lägre värden. Två kartor skapades, en för medelvärdet av mätserierna från 17 oktober och 13 november samt en där medelvärdet för sorbicellmätningarna presenterades.

2.3 Fältundersökning

För att få en överblick över Hörbyåns närmsta tillrinningsområden, identifiera eventuella källor till fosfor, undersöka utbredningen av skyddszoner samt identifiera lämpliga områden för anläggning av våtmarker utfördes en fältundersökning. Undersökningen genomfördes längs fem sträckor av Hörbyån (Figur 5). Totalt undersöktes 66 punkter: tre punkter för sträcka ett, 13 för sträcka två, åtta för sträcka tre, tio för sträcka fyra samt 32 för sträcka fem.

För att avgöra vilka områden som skulle undersökas i fält användes kartorna med mätresultaten från 17 oktober och 13 november 2013, sorbicellmätningarna samt en markanvändningskarta som underlag. Generellt undersöktes alla sträckor där fosformätningar gjorts, men fokus låg på de områden som hade högst koncentration.



Figur 5. De fem områdena i Hörbyåns avrinningsområde som undersöktes under fältstudien.

Sträcka ett undersöktes endast mellan mätpunkterna för 17 oktober och 13 november 2013 (Figur 4), eftersom det mellan dessa punkter var en relativt stor koncentrationsökning. Sträcka fem, som hade den lägsta koncentrationen av sorbicellmätningarna, undersöktes också bara delvis. Övriga områden undersöktes fram till att markanvändningen ändrades markant från till att till exempel bara utgöras av skog, eftersom fosfortillförseln är lägre från skogsmark än från jordbruksmark.

Under fältundersökningen delades vattendraget upp i delsträckor utifrån områdets markanvändning. Det vill säga, varje gång markanvändningen ändrades antecknades vattendragets karaktär, skyddszoner, källor till fosfor, åtgärdsförslag samt platsens GPS-koordinater, X, Y och Z, i formatet RT90 och med en noggrannhet på minst ±5 meter. De flesta sträckorna vandrades uppströms. Nedan presenteras de fyra sektioner som fältundersökningen delades in i.

Vattendraget

Vattendragets karaktär bestämdes genom att bestämma dess naturlighet, bredd, djup och velocitet. Vattendragets naturlighet bestämdes utifrån två klasser: naturligt eller rätat, medan bredden uppskattades i meter. Vattendjupet mättes med tumstock på de platser där detta var möjligt. Vattnets velocitet uppskattades i fem klasser, från ett till fem, där ett innebar mycket låg hastighet, två låg hastighet, tre medel, fyra hög hastighet och fem mycket hög hastighet. De områden som klassades med en etta hade ofta nästintill stillastående vatten medan de områden som klassades med en femma hade forsande vatten.

Skyddszoner

Skyddszonerna klassades utifrån bredd (meter) och växtlighet. Bredden delades in i olika intervall, från 0-5 meter, 5 meter, 5-10 meter och 10 meter eller mer. Tio meter eller mer användes som maxbredd eftersom en bredd mellan 8 till 15 meter oftast rekommenderas vid anläggande av skyddszoner då ett relativt högt fosforupptag fås inom detta intervall (Dorioz et al., 2006). Växtligheten bestod oftast av träd, gräs och, eller blommor. Skyddszonens karaktär noterades var för sig för båda sidorna av vattendraget.

Källor till fosfor

Som nämndes i inledningen påverkar olika verksamheter transporten av fosfor. Några av dem, som undersöktes i fält, var markanvändning, förekomst av dräneringsrör, djur i nära anslutning till vattendraget och antropogena källor. Exempel på förekommande markanvändningar inom området är jordbruk, betesmark samt öppen mark. Om markanvändningen utgjordes av betesmark noterades ifall djuren hade möjlighet att gå ner i vattendraget eller om det fanns stängsel som förhindrade detta. Markanvändningen noterades var för sig för båda sidorna av vattendraget. De antropogena källorna utgjordes av vägar och fastigheter.

Åtgärder

Den åtgärd som främst undersöktes i fält var möjligheten för anläggandet av våtmarker. När en lämplig plats, dvs. ett område som omges av mycket åkermark, ligger i en sänka och som helst inte tar för mycket produktionsmark i anspråk, identifierats fotograferades den och platsens GPS-punkt noterades. Även utbyggnaden av skyddszoner ansågs som en åtgärd i de fall där detta saknades, främst vid jordbruksmark.

2.4 Viktning, bearbetning av insamlad data

För att peka ut vilka områden som har det sannolikt högsta fosforläckaget längs Hörbyån viktades resultaten från fältundersökningen samt data inhämtad från kartmaterial skapat i ArcMap10. Genom att vikta informationen som samlats in kan en överblick över vilka områden som har det högsta fosforläckaget enkelt fås. Detta eftersom det finns särskilda egenskaper, till exempel olika markanvändningstyper, i ett område som bidrar i större mån till fosforläckage än andra.

Viktningen gjordes inom olika kategorier som presenteras nedan. För att urskilja hur olika egenskaper påverkar fosforläckaget delades varje kategori in i ett antal klasser. Dessa har sedan fått varsin viktningsfaktor utifrån hur mycket de bidrar till fosfortillförseln (Tabell 1). Viktningsfaktorerna varierar mellan 0,5 och 2. En högre faktor innebär att det är troligt att mer fosfor transporteras från platsen än om faktorn är låg. Om faktorn är under 1, dvs. 0,5-1 sker en

retention av fosfor inom vattendraget vilken gör att mindre fosfor transporteras från än till platsen. Intervallet 0,5 till 2 valdes för att 0,5 visar att det sker en retention medan 2 visar att risken för läckage är hög, samtidigt som faktorn inte blir för hög i förhållande till övriga faktorer. Till exempel finns risken att de totala viktningsresultaten skiljer sig åt för mycket så att de inte går att jämföra om den övre gränsen för faktorerna varit högre.

När all data hade fått viktningsfaktorer multiplicerades dessa och punkten med högst värde bedömdes vara den där mest fosfor transporteras från. Genom att multiplicera viktningsfaktorerna blir klasserna som har en faktor ett neutrala vilket innebär att de varken bidrar till att höja eller sänka risken för fosforläckage i området, till skillnad från de klasser som har en faktor två som istället höjer värdet som visar risken för fosforläckage. Till exempel har inom kategorin *Markanvändning* klassen *Åkermark* fått en faktor två eftersom det sker ett fosforläckage från denna typ av markanvändning i jämförelse med klassen *Öppen mark* som har fått en faktor ett eftersom denna inte bidrar till ett ökat fosforläckage men heller inte till ett minskat läckage. Skillnaden mellan att multiplicera och addera är således att vid multiplikation kan värden bli neutrala eller höja respektive sänka den totala risken för fosforläckage, något som inte kan uppnås genom att addera faktorerna. Alla uträkningar gjordes i Microsoft Excel.

Tabell 1. Viktningsfaktorer uppdelade i olika kategorier och klasser.

Kategori	Klass	Faktor
Vattendragets naturlighet		
	Rätat	2
	Naturligt	1
Markanvändning		
	Åkermark	2
Betesmark	Djur vatten	1.5
	Ej djur vatten	1.3
	Skog	1.1
	Öppen mark	1
	Dunge	1
	Våtmark	1
	Sjö	1
Skyddszoner		
Åkermark	≤ 1 meter	2
	5 meter	1.5
	5-10 meter	1.2
	≥ 10 meter	1
Betesmark	≤ 1 meter	1.5
	5 meter	1.2

	5-10 meter	1.1
	≥ 10 meter	1
Vattnets velocitet		
	5	2
	4	1.75
	3	1.5
	2	1.25
	1	1
Markens lutning		
Omgivningens lutning	Sluttande	2
	Medel	1.5
	Platt	1
Lutning ner till vattendraget	Sluttande	2
	Medel	1.5
	Platt	1
Jordart		
	Lera	2
	Sand	1.5
	Torv	1

Vattendragets naturlighet

Inom vattendragets naturlighet finns klasserna naturligt och rätat vattendrag (Tabell 1). Medan ett naturligt vattendrag är meandrande med pool-rifflezoner, vegetation längs med och i vattendraget samt med en varierande bottentextur saknar ofta ett kanaliserat vattendrag dessa komponenter. Egenskaperna i ett naturligt vattendrag skapar ofta ett komplext flöde som ökar utbytet mellan olika nivåer i vattenkolumnen vilket leder till en ökad fosforretention. Detta förekommer inte i någon större utsträckning i rätade vattendrag där flödeshastigheten tidvis istället är högre, vilket leder till en begränsad sedimentation av fosfor. (Vattenmyndigheten i södra Östersjöns vattendistrikt, 2010, Nilsson et al., 2005, Rhoads et al., 2003). På grund av den minskade retentionen av fosfor i rätade vattendrag har denna klass fått en högre viktningsfaktor än naturliga vattendrag.

Markanvändning

Markanvändningen klassades enligt följande: åkermark, betesmark, skog, öppen mark, dunge, våtmark och sjö (Tabell 1). Fördelningen av fosforläckage från ovan nämnda klasser till Kattegatt, där Rönne å som har sin början i Ringsjön löper ut, är 44 % från jordbruksmark, dvs. både åker- och betesmark, 17 % från skog och 2 % från öppen mark (Brandt och Ejhed, 2002). I Sverige får gödningsmedel endast spridas på betesmark om det inte skadar natur- och kulturvärden (Jordbruksverket, 2014). Således gödslas inte betesmark i lika hög utsträckning som åkermark, vilket innebär ett lägre fosforläckage. Åkermark viktades därför högre än betesmark. Läckaget av

fosfor kan, om mängden av betesdjur är hög och marken har använts till bete under många år, vara hög även från betesmark (Parvage et al., 2013). Då uppgifter saknas för både djurmängd och historisk markanvändning för punkterna vägdes inte detta in. Däremot viktades punkterna där djuren hade möjlighet att gå ner i vattendraget högre än de som hade stängsel längs med vattnet. Övriga klasser viktades utifrån procentuell tillförsel av fosfor till Kattegatt. För varje punkt har två viktningsfaktorer använts för markanvändningen, en för var sida om vattendraget.

Skyddszoner

Viktningsklasserna för skyddszoner delades upp utifrån bredd, från 1 till 10 meter eller mer (Tabell 1). Viktningen gjordes endast för markanvändningarna åker- och betesmark eftersom dessa, som nämnts ovan, är mest aktuella för fosforläckage. Bredden för skyddszonen viktades högre för jordbruksmark eftersom läckaget av fosfor är högre därifrån. Vidare användes en högre faktor för smala zoner än breda eftersom retentionen av fosfor ökar med ökad bredd. Växtligheten togs inte med i viktningen då jämförelser mellan gräsbeklädda zoner och zoner med naturlig växtlighet inte visat någon signifikant skillnad i upptag av fosfor. (Syversen, 2005, Uusi-Kämppä et al., 2000). Två viktningsfaktorer, en för var sida om vattendraget, användes för varje punkt för skyddszoner.

Vattnets velocitet

Vattnets velocitet viktades i klasserna ett till fem (Tabell 1). Fem, som är forsande vatten, viktades högst eftersom retentionen av fosfor begränsas vid ett högt flöde, medan den gynnas av låg hastighet (Bukaveckas, 2007).

Markens lutning

Markens lutning delades in i två underkategorier: *Omgivningens lutning* och *Lutningen ner till vattendraget*. I båda kategorierna viktades utifrån klasserna platt, medel och sluttande (Tabell 1). Fosfor kan transporteras med markpartiklar från omgivningen till vattendraget genom erosion. Generellt gäller att erosiviteten ökar med ökad lutning. (Alström och Åkerman, 1991). Eftersom en större lutning leder till en högre fosfortillförsel klassades lutningen som högst för sluttande och lägst för platt.

Jordart

Jordarter som förekom i undersökningsområdet var sand, sandig morän, lera och torv. Sand och sandig morän delades in i samma klass, medan lera och torv grupperades som egna klasser (Tabell 1). Torv viktades med en faktor ett eftersom dess beståndsdelar är nedbrutet eller förmultnat växtmaterial som inte eroderar på samma sätt som mineraljordar. Lera klassades högre än sand eftersom studier visat att fosforläckaget, vid ytavrinning, från avrinningsområde med lera är högre än de med sand (Kyllmar et al., 2006, Ulén och Jakobsson, 2005).

Dräneringsrör och utdikning

En bidragande faktor för tillförseln av fosfor är dräneringsrör och diken. Dessa observerades på en del sträckor, men var svåra att upptäcka på grund av växtlighet och lutning ner till vattendraget. Detta kan ha gjort att många dräneringsrör missades i undersökningen. Att då ta med de observerade dräneringsrören i viktningen skulle kunna ge ett felaktigt resultat. Försök att inhämta data från Länsstyrelsens kartmaterial gjordes, men då detta endast visade de största dräneringsplatserna ger det också ett missvisande resultat för viktningen.

Högriskområde för fosfortillförsel

Sammanfattningsvis kan sägas att den största fosfortillförseln från ett område, dvs. definitionen av ett högriskområde är när vattendraget är rätat, markanvändningen utgörs av åkermark som saknar skyddszoner, vattnets velocitet är hög, marken har en brant sluttning samt att den dominerande jordarten är lera. Vidare påverkas fosfortillförseln också av förekomsten av dräneringsrör och diken.

2.5 Presentation av viktning och fältdata

När viktningen beräknats lades resultaten in i ArcGIS där de kategoriserades till olika intervall. Intervallen klassades sedan för hur mycket de troligen bidrar till fosfortillförseln i följande kategorier: Mycket lågt (1-10), lågt (10-20), medel (20-40), högt (40-70) samt mycket högt (>70). Kategorierna färgkodades från grönt för låga värden till rött för höga värden. Kartor gjordes för viktningen, för vilka sträckor som var naturliga alternativt rätade samt för åtgärder.

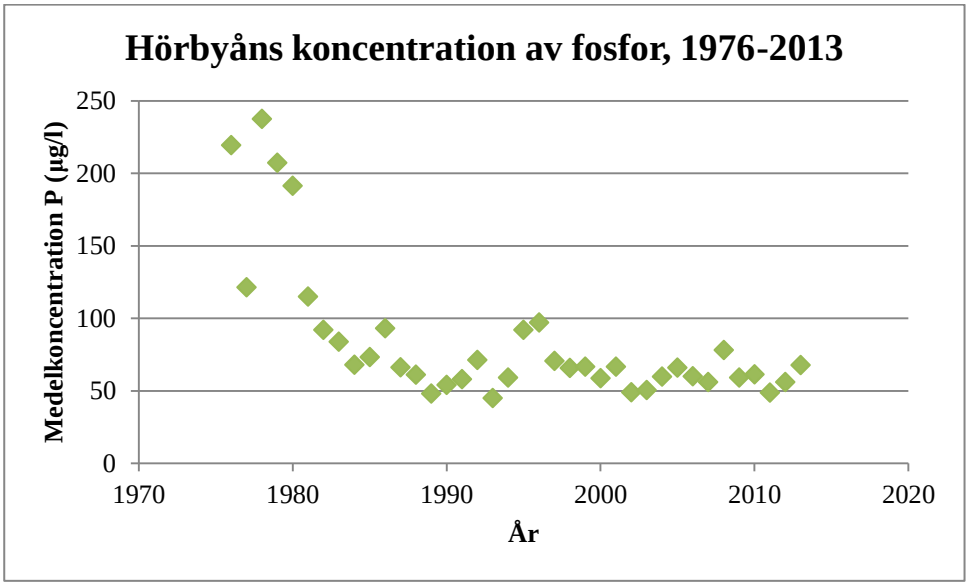
I Microsoft Excel utfördes olika beräkningar, till exempel för hur stor andel av de besökta punkterna som hade väl utformade skyddszoner. För att visualisera beräkningsresultaten gjordes figurer för en del av dem.

3. Resultat och analys

3.1 Fosforkoncentrationer i Hörbyån

3.1.1 Fosforkoncentration vid Hörbyåns utlopp till Ringsjön

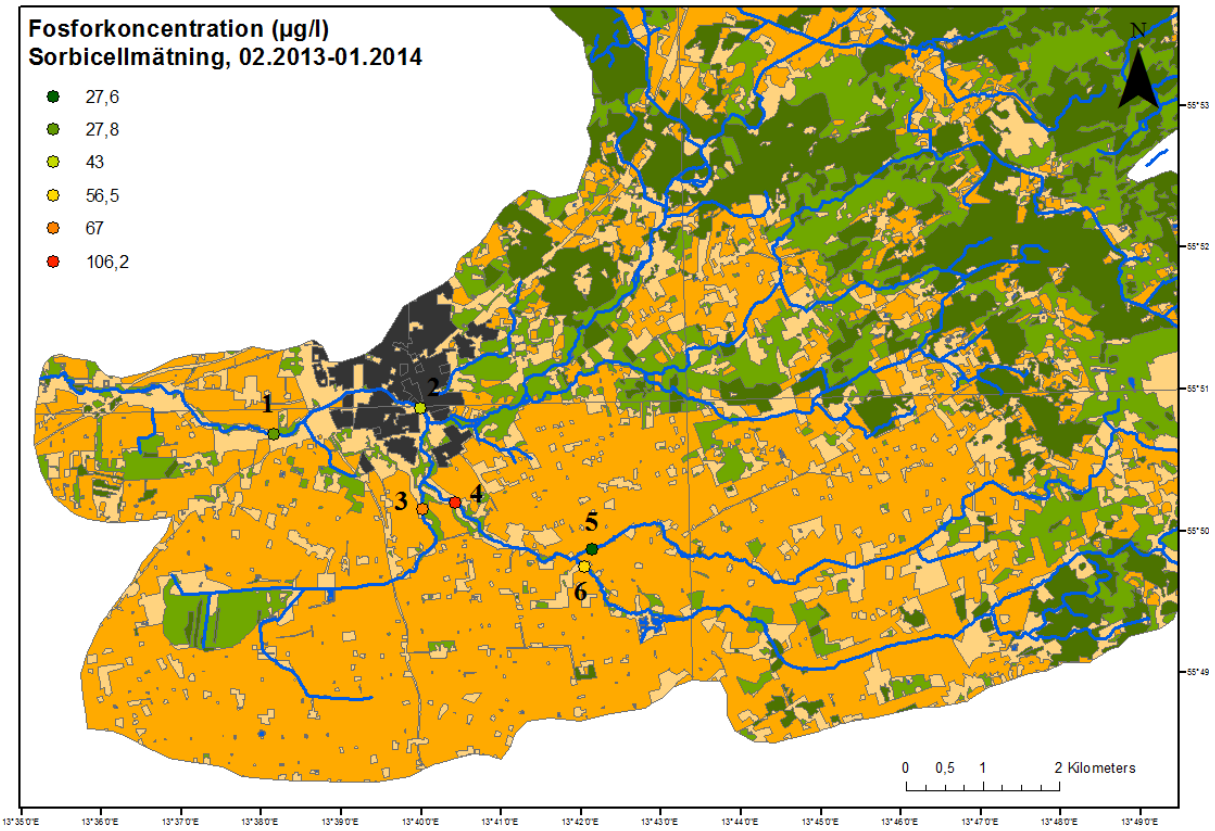
Koncentrationen av fosfor från Hörbyåns utlopp vid Ringsjön har minskat sedan 1970-talet (Figur 6). Den högsta koncentrationen som uppmätts mellan åren 1976-2013 uppgår till 237,5 µg fosfor per liter och uppmättes 1978. Under slutet av 1970-talet, när kemisk fosforrening hade installerats i Höör och Hörbys kommunala reningsverk, minskade medelkoncentrationen av fosfor drastiskt i ån, och i början av 1980-talet låg den under 100 µg fosfor per liter. Under 2013 låg medelkoncentrationen på 68 µg fosfor per liter.



Figur 6. Årsmedelkoncentrationen av totalfosfor vid Hörbyåns utlopp till Ringsjön mellan 1976 och 2013. Kemisk rening av fosfor infördes 1978.

3.1.2 Fosfordata från sorbiceller

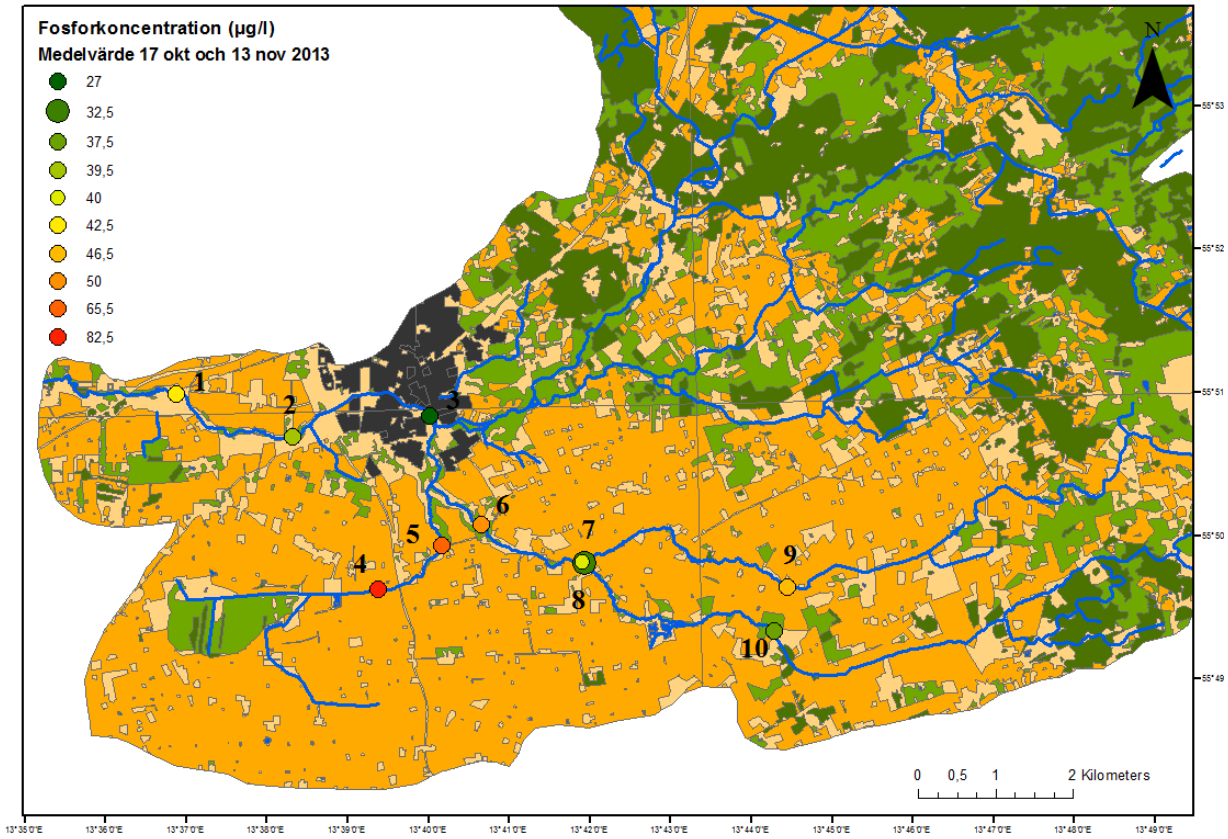
De kontinuerliga mätningar som gjordes under 2013 med sorbiceller på olika platser i Hörbyån visar att den högsta medelkoncentrationen, på 106,2 µg fosfor per liter, finns i punkt fyra (Figur 7). Lägst koncentration hade punkt fem, med ett uppmätt värde på 27,6 µg fosfor per liter.



Figur 7. Medelfosforkoncentrationerna från sorbicellmätningarna. Som kan ses finns den högsta koncentrationen i punkt 4, med ett värde på 106,2 µg P/l. Lägst koncentration finns i punkt 5, med ett värde på 27,6 µg P/l.

3.1.3 Fosfordata från mätningarna 17 oktober och 13 november

Punkten med den högsta medelkoncentrationen av fosfor, som uppmättes under mätningarna 17 oktober och 13 november 2013, hade ett värde på 82,5 µg fosfor per liter (Figur 8). Den höga koncentrationen för punkten beror troligen på att det under första mätdatumet var helt stillastående vatten med ett värde på 120 µg fosfor per liter. Innan det andra mättillfället hade det varit ihållande regn, vilket resulterade i en koncentration av fosfor på 45 µg per liter. Punkten med lägst fosforkoncentration hade ett värde på 27 µg fosfor per liter.

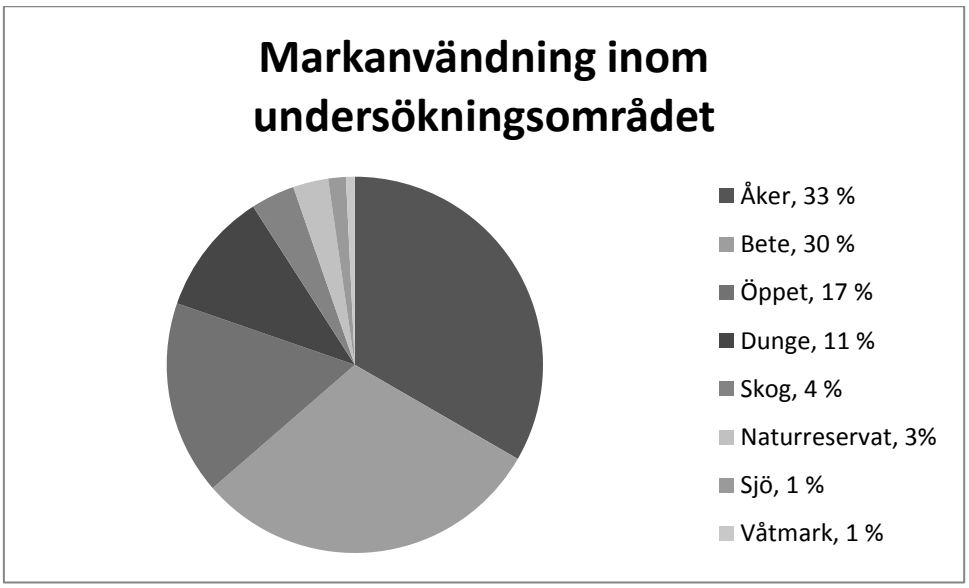


Figur 8. Medelfosforkoncentrationen från de tio mätpunkterna var mätningar gjordes 17 oktober och 13 november. Högst medelkoncentration har punkt 4, med ett värde på 82,5 µg P/l medan det lägsta värdet finns i punkt 3, inne i Hörby tätort, med ett värde på 27 µg P/l.

3.2 Fältundersökningsområdenas egenskaper

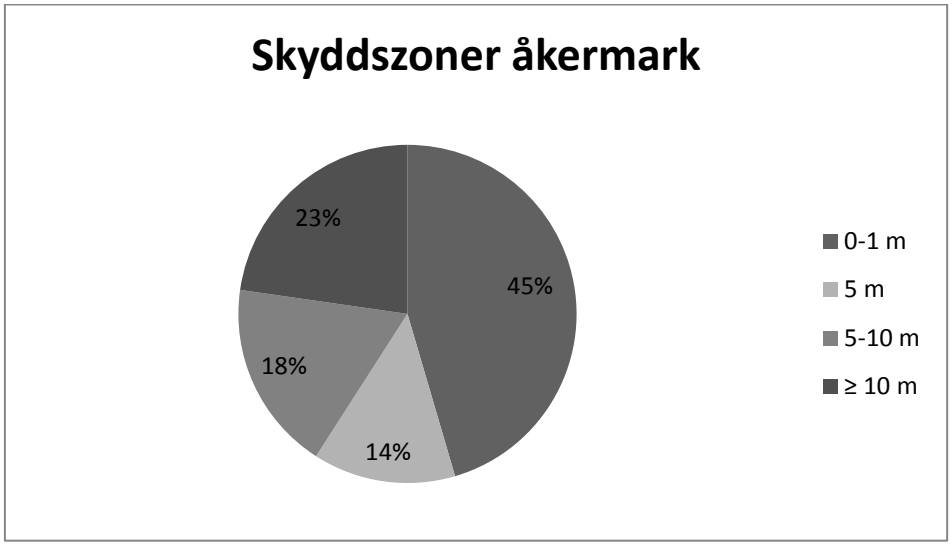
Under fältundersökningen besöktes 66 punkter inom fem områden. När markanvändning samt skyddszoner undersöktes skedde detta för båda sidorna om vattendraget. Det totala antalet punkter för markanvändning och skyddszoner blir således 132 stycken. Totalt antal punkter där skyddszoner bör förekomma uppgick till 84 stycken, dvs. punkterna för de områden som utgjordes av åker- eller betesmark.

Högst andel av markarealen utgjordes av jordbruksmark, med 33 % åker- och 30 % betesmark. Andra förekommande markanvändningstyper var öppen mark, 17 %, dunge, 11 %, naturreservat, 3 % samt sjö och våtmark som utgjorde 1 % var (Figur 9).

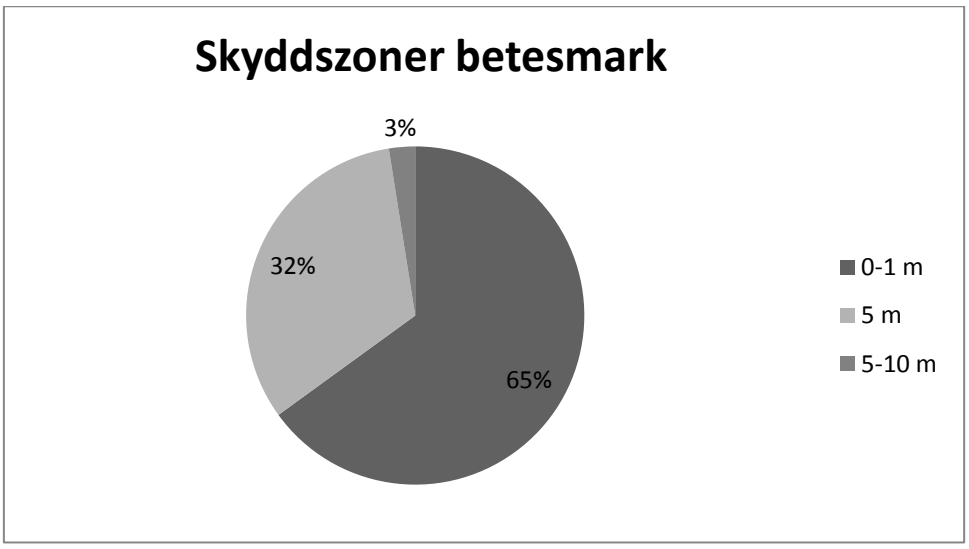


Figur 9. Fördelningen av markanvändning inom de besökta områdena i Hörbyåns avrinningsområde. Antal observationer, n = 132.

Av de 84 områden som bör ha skyddszoner utgörs 44 stycken av åkermark och resterande 40 av betesmark. Som kan ses i figur 10 hade 45 % av de 44 områdena som bör ha skyddszoner inom åkermarken en bristande zon, dvs. en zon smalare än fem meter. Fullständig skyddszon, med en bredd på tio meter eller mer, fanns inom 23 % av områdena. För områdena med betesmark fattades fullständiga skyddszoner på 65 % av platserna, medan en tillräckligt bred zon fanns för resterande 35 % (Figur 11).

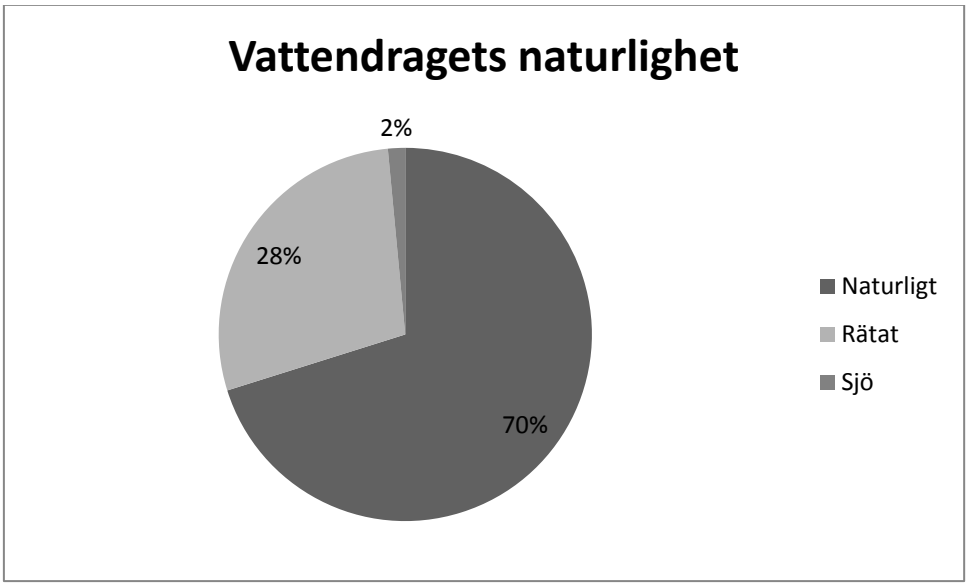


Figur 10. Utbredningen och bredd av skyddszoner inom områdena som har åkermark som huvudsaklig markanvändning. Antal observationer, n = 44.



Figur 11. Fördelningen av skyddszoner inom områden vars markanvändning utgörs av betesmark. Antal observationer, n = 40.

Som kan ses i figur 15 har rätning skett inom delområden av sträcka två och fem. Totalt utgjorde dessa sträckor 28 % av det totala antalet undersökta sträckor, medan 70 % utgjordes av ett vattendrag med naturlig karaktär (Figur 12). Övriga 2 % utgjordes av en mindre sjö.



Figur 12. Andel av de besökta områdena som har ett naturligt respektive ett rätat vattendrag, samt hur stor andel som utgörs av en sjö. Antal observationer, n = 66.

3.3 Högriskområden för fosforläckage

3.3.1 Områden med hög fosfortillförsel

Vid en sammanvägning kan utifrån figur 7 och 8 fosforkoncentrationen inom de olika sträckorna klassas från ett högt till lågt värde. Sträcka två har då högst koncentration, följt av tre och fem (Tabell 2 och Figur 13). Sträcka ett och fyra har likvärdiga fosforkoncentrationer, men vid

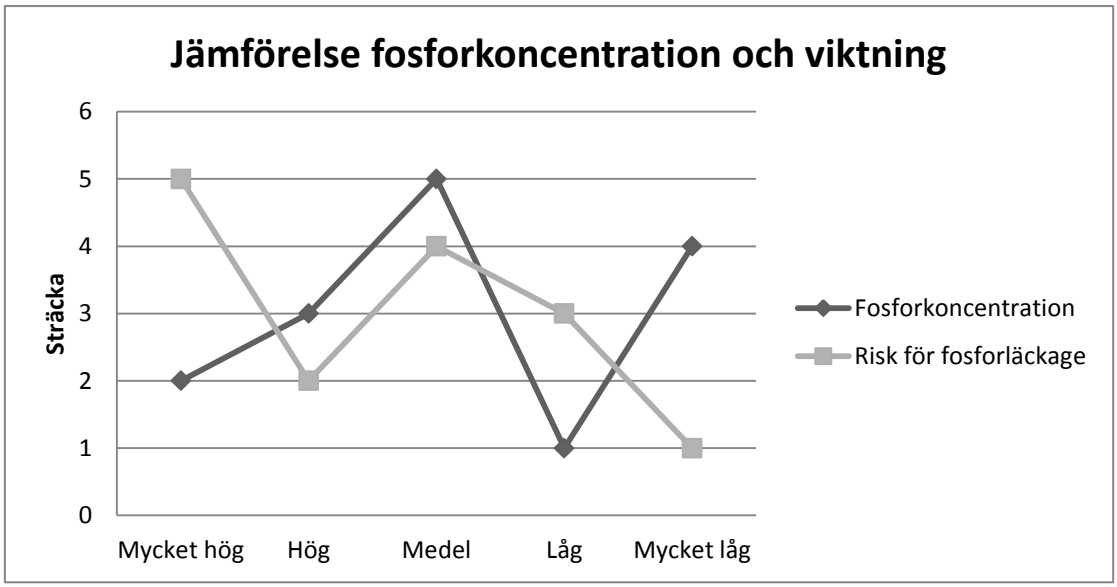
mätningen den 13e november 2013 finns en ökning mellan punkt ett och två inom sträcka ett, varpå sträcka ett mellan dessa punkter kan ses ha en lite högre prioritet än sträcka fyra.

Utifrån viktningen av informationen som samlades in i fält finns den största risken för fosforläckage inom sträcka fem medan lägst risk finns inom sträcka ett (Tabell 2, Figur 14 och 15).

Tabell 2. De besökta sträckornas sammanvägda uppmätta fosforkoncentration och risk för fosforläckage kategoriserade från mycket lågt till mycket högt.

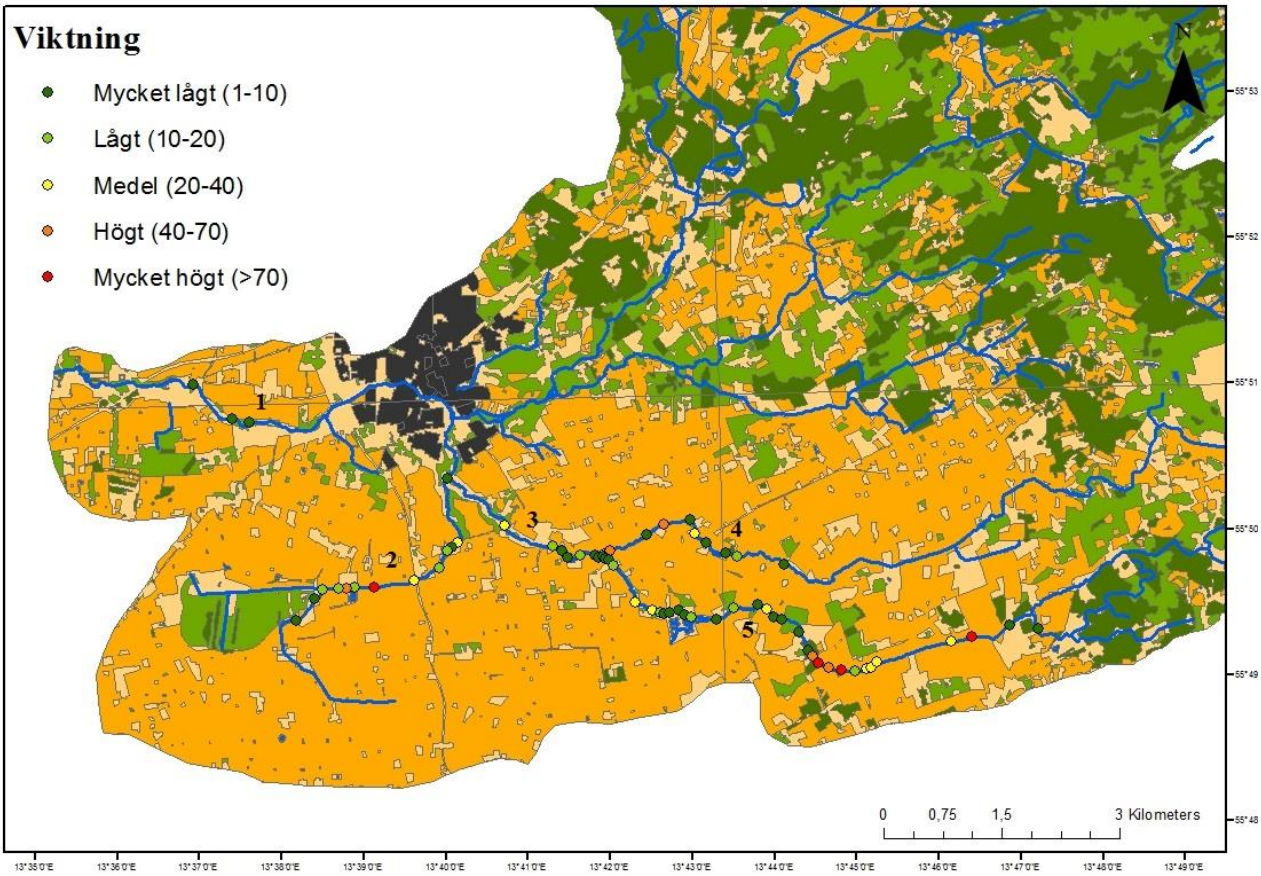
Sträcka	1	2	3	4	5
Fosforkoncentration	Låg	Mycket hög	Hög	Mycket låg	Medel
Risk för fosforläckage	Mycket låg	Hög	Låg	Medel	Mycket hög

Vid en jämförelse mellan den uppmätta fosforkoncentrationen och viktningsresultatet kan ses att fosforkoncentrationen och viktningen överensstämmer som mest för sträcka ett och två, medan sträcka tre, fyra och fem varierar mellan mycket hög och medelhög fosforkoncentration och risk för fosforläckage inom de olika sträckorna (Figur 13).

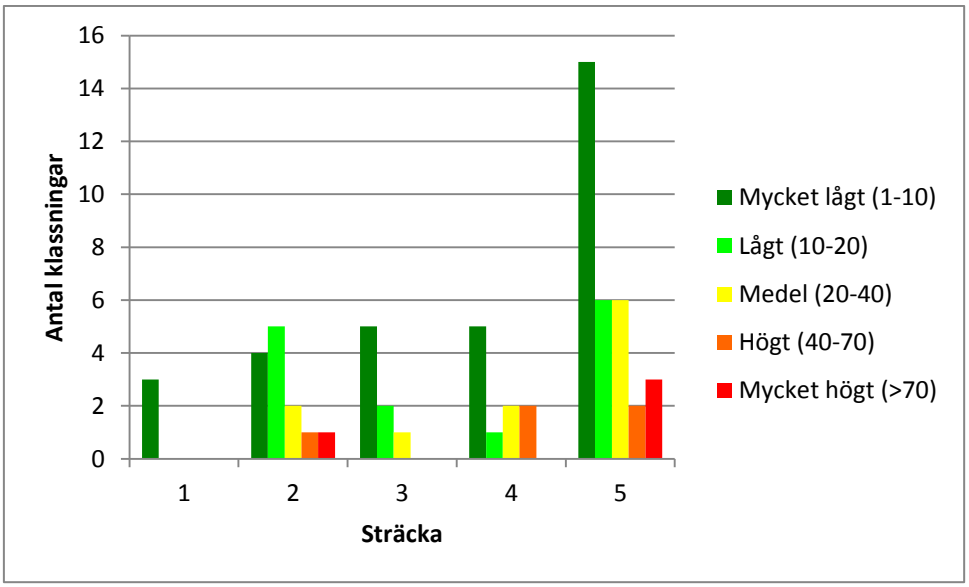


Figur 13. Grafisk jämförelse över sammanvägda fosforkoncentrationer och viktningsvärden.

Inom sträcka fem, som har högst risk för fosforläckage, finns tre utav fyra punkter med mycket hög risk för fosforläckage, dvs. ett viktningsvärde över 70, samt punkten med högst viktningsvärde, 128 (Figur 14 och 15). Den fjärde punkten med mycket hög risk för fosforläckage finns inom sträcka två. Områden med hög risk för fosfortillförsel finns mestadels inom sträcka fyra och fem, men kan också hittas inom sträcka två. Vidare är sträcka fem även det område som har flest punkter med en medelhög risk för fosfortillförsel. Medelhög risk kan även ses inom sträcka två och fyra.



Figur 14. Karta över viktningsresultatet och risken för fosforläckage. Flest högriskområden finns inom sträcka fem. Högriskområden finns också inom sträcka två och fyra, medan sträcka ett och tre inte har några högriskområden.



Figur 15. Fördelning av riskområdena för fosforläckage, i kategorierna mycket låg risk (1-10), låg risk (10-20), medel (20-40), hög risk (40-70) och mycket hög risk (>70). Antal observationer, n = 66.

3.3.2 Vattendragets karaktär, orsaker till hög fosfortillförsel

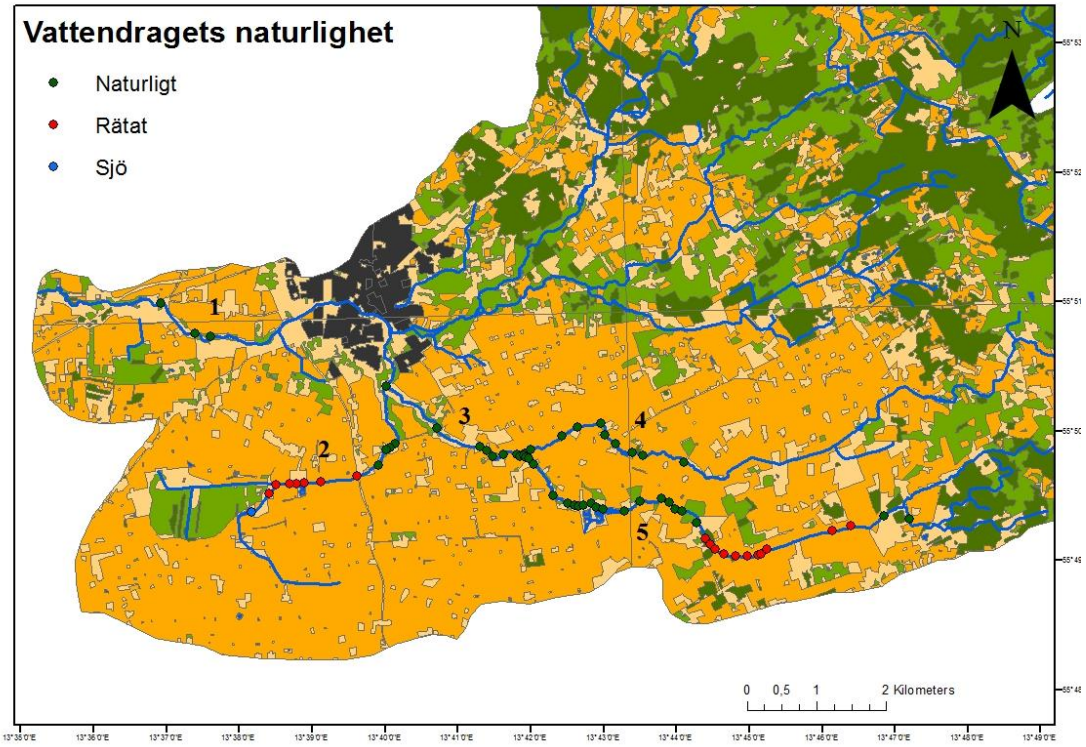
Sträcka fem, som har högst risk för fosfortillförsel, kan karaktäriseras som ett till början naturligt vattendrag med betesmark som dominerande markanvändning, ett högt vattenflöde och en platt topografi. Den dominerande jordarten inom delsträckan är sandig morän. Ungefär vid mitten av sträckan sker dock en förändring där vattendraget rätas ut samtidigt som vattenflödet minskar. Markanvändningen övergår till att mestadels bestå av åkermark med få skyddszoner. Som kan ses i figur 14 är det även vid denna förändring som områdena med mycket hög, hög och medelstor risk för fosfortillförsel finns. Den stora risken i området beror således främst på en uträtning av vattendraget och åkermark med bristande skyddszoner. Men även på att lera är den dominerande jordarten på vissa punkter inom området, särskilt vid områdena med mycket hög och hög risk för fosfortillförsel, samt en sluttande topografi ner till vattendraget, vilket kan öka erosionen av fosforbundna jordpartiklar. Något som inte togs med i viktningen men som var vanligt förekommande inom andra halvan av sträcka fem är de mindre och större dräneringar, dvs. rör eller diken, som ytterligare kan bidra till fosfortillförseln. Orsakerna till punkterna med hög risk inom sträcka två och fyra är liknande de för sträcka fem.

3.4 Åtgärder

Åtgärder bör först och främst göras vid de områden som har högst risk för fosfortillförsel, dvs. vid punkterna som har ett viktningsvärde högre än 40 och i de områden som har höga koncentrationer av ämnet. Nedan kommer förslag på åtgärder för punkterna med medelhög, hög och mycket hög risk för fosfortillförsel att redovisas. De redovisas under olika åtgärder, vilket innebär att en punkt kan förekomma under mer än en åtgärdskategori.

3.4.1 Meandering, återställning av rätade vattendrag

Rätning har skett inom delområden av sträcka två och fem (Figur 16).



Figur 16. Hörbyåns naturlighet i olika undersökningspunkter. Rätade sträckor finns inom område två och fem.

Ett åtgärdsförslag för dessa delområden är att återmeandra dem så att de får tillbaka sin naturliga karaktär. Genom att meandra de kanaliserade sträckorna inom Hörbyån kommer vattenhastigheten minska till följd av de naturliga hinder som skapas, så som kurvor, växtlighet och en botten med varierande textur skapad genom att använda olika kornstorlekar på sand och grus. Med en minskad vattenhastighet får fosforn större möjlighet att hinna sedimentera och en mindre mängd av ämnet förs vidare mot Ringsjön. (Bukaveckas, 2007). Detta kan styrkas av den jämförelse av näringsupptag som görs i en studie av Bukaveckas (2007) mellan ett meandrat och ett kanaliserat vattendrag. Resultaten visar bland annat att transporttiden samt att koefficienten för fosforupptag i det meandrade vattendraget fördubblas respektive tredubblas jämfört med det kanaliserade vattendraget. Den ökade transporttiden beror främst på att vattendraget blir längre vid en återmeandring vilket gör att fosforns retentionstid ökar (Bukaveckas, 2007). Vidare bör även den biologiska mångfalden och rekreationsvärdet att öka vid en återmeandring (Murdock, 2008).

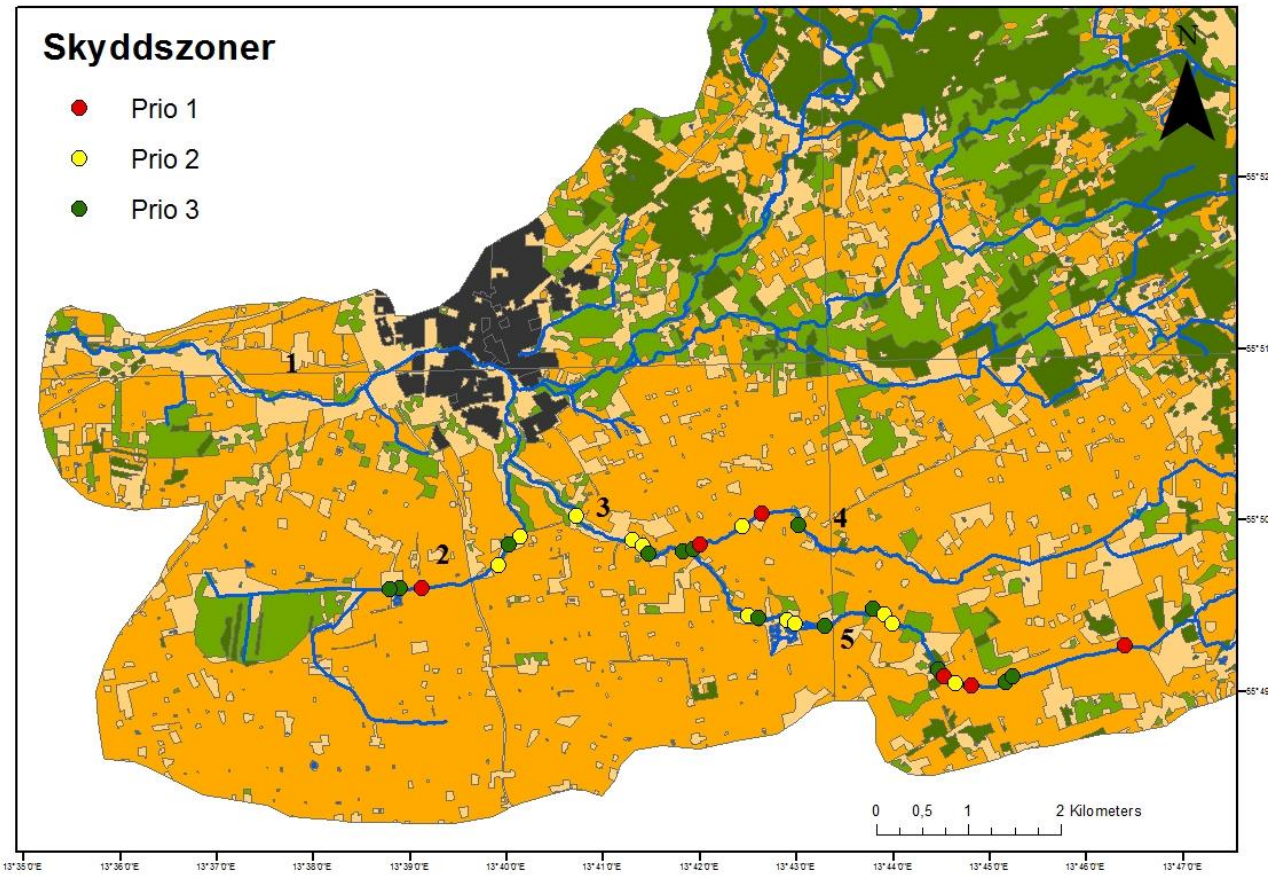
Återmeandring är aktuellt från punkt fem till och med punkt tolv inom sträcka två samt från punkt 19 till och med punkt 30 inom område fem, se rödmarkerade områden i figur 16 samt tabell i appendix.

3.4.2 Skyddszoner

Som nämnts tidigare fattades fullständiga skyddszoner inom 45 % av de undersökta sträckorna med åkermark och inom 65 % för betesmarkerna. Skyddszoner fungerar som en fälla för fosfor genom att växtlighet, så som gräs och örter, minskar hastigheten av avrinningsvattnet från jordbruksmarken, vilket leder till en minskad erosion av partikelbunden fosfor mellan jordbruksmarken och vattendraget samt en ökad infiltration av fosfor inom zonen. Vidare filtreras fosfor även bort genom näringsupptag av växterna inom zonen. (Räty et al., 2010, Syversen, 2002). Effektiviteten för fosforupptag i skyddszoner är oftast hög, mellan 27-40 och 80-97 % (Syversen, 2005, Uusi-Kämppä et al., 2000). Vid utformning av skyddszoner ses oftast zonbredden som en viktig faktor för att kontrollera retentionen av sediment och fosfor. Det har dock visat sig, genom flertalet experiment, att retentionen av sediment, och därmed även partikulärt bunden fosfor, inom zonen inte ökar linjärt med bredden. Experimenten har snarare visat att det finns en optimal bredd, och om denna överstigs ökar inte retentionen något nämnvärt. En zon på mellan 8 och 15 meter är att föredra, då fosforretentionen ligger på minst 60 % inom detta intervall (Dorioz et al., 2006). I en studie av Schmitt et. al. (1999) visade det sig att en fördubbling av skyddszonen, från 7,5 meter till 15 meter, gav en fördubbling av retentionen av fosfor medan den av sediment var oförändrad (Schmitt et al., 1999). Vad gäller vidden av de skyddszoner som bör implementeras längs Hörbyån rekommenderas utifrån ovan nämnda en bredd på minst 10 meter, om möjligt gärna 15 meter.

Vad gäller växtlighet inom skyddszonen verkar denna faktor inte vara av större betydelse för högre retention då olika växter inom samma bredd på skyddszonen som mest gav en ökad retention på 20 %. (Dorioz et al., 2006). Detta kan jämföras med ovan nämnda studie där retentionen ökade med det dubbla vid en dubblering av bredden. I studien av Schmitt et al. (1999) rekommenderas dock perenna örter och gräs för att nå en effektiv retention inom zonen. För att öka stabiliteten av marken och på så sätt minska risken för erosion bör vegetationens densitet vara någorlunda hög (Dorioz et al., 2006).

Skyddszoner inom Hörbyåns avrinningsområde bör först och främst implementeras i de områden där det inte finns på någon sida av vattendraget. Vidare bör åkermark prioriteras före betesmark eftersom läckaget troligtvis är större från åkermarken. Prioritet bör därför vara för punkterna 2,7, 4.2, 4.4, 5.22, 5.24 samt 5.30 som alla saknar skyddszon och omges av åkermark. För övriga områden som saknar skyddszoner, antingen på båda sidor av vattendraget eller på ena sidan, se figur 17 samt tabell i appendix.



Figur 17. Karta över var skyddszoner bör implementeras. Skyddszonernas prioritet är uppdelade i tre klasser, 1, 2 och 3, var prio 1 har den högsta prioriteten eftersom markanvändningen är åkermark och vattendraget saknar skyddszoner på båda sidor av vattendraget.

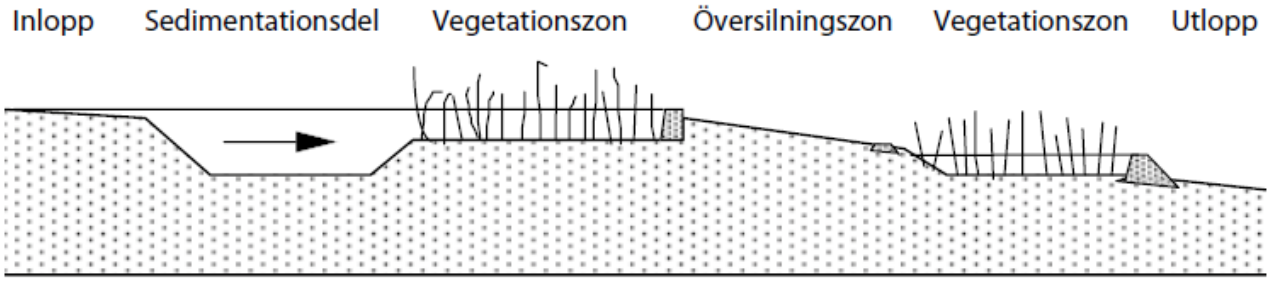
3.4.3 Våtmarker och sedimentationsdammar

Under fältundersökningen påträffades tre anlagda våtmarker; en inom område två och två inom område fem (Figur 19). Inom område två fanns även en sjö som troligen fungerar som ett fosforfilter (Figur 16).

Den dominerande processen för fosforretention i våtmarker är sedimentation. En förbättrad retention fås genom en ökad area av våtmarken i förhållande till dess avrinningsområde. (Uusi-Kämppä et al., 2000). Trots att retentionen ökar med ökat förhållande mellan våtmarksareal och avrinningsområde gäller detta bara till det att våtmarken utgör en viss andel av avrinningsområdet. Vidare beror storleken av våtmarken också på den dominerande formen av fosfor i avrinningsområdet. Om den mesta av fosforn utgörs av partikulärt bunden fosfor kan våtmarken göras mindre än om den utgörs av främst löslig reaktiv fosfor. Detta eftersom partikulärt bunden fosfor är tyngre och därför sedimenterar effektivare samt lättare stannar kvar på botten av våtmarken vid ett kraftigt vattenflöde. Detta jämfört med den reaktiva fosforn som behöver lång tid med lugnt vatten för att sedimentera samt lätt resuspenderas vid kraftigt vattenflöde, gör att denna

behöver en större areal för att åter hinna sedimentera innan utloppet av våtmarken. (Braskerud et al., 2005).

En annan typ av våtmarker mer specifik för fosforretention är sedimentationsdammar (Jordbruksverket, 2010). Till skillnad från våtmarker som oftast är stora och grunda är sedimentationsdammar mindre och uppbyggda av två delar. Den första delen består av en djupare bassäng för sedimentation följt av en eller flera grundare delar med växtlighet som ska fungera som fosforfilter. Mellan de grundare delarna kan en översilningszon konstrueras av grövre material så som grus (Figur 18). Beroende på jordarten i avrinningsområdet behöver sedimentationsdammen ha olika stor yta och vattendjup. Om den dominerande jordarten till exempel är lera, som behöver längre tid för att sedimentera, bör sedimentationsdelen vara djupare och större än om den dominerande jordarten är sand. Generellt bör sedimentationsdelen ha ett djup mellan 1-1,5 meter och utgöra 20-30 % av den totala sedimentationsdammen. Den grundare delen av dammen bör inte vara djupare än 30-40 cm, detta för att växterna ska kunna etablera sig. Växtligheten ska utgöras av våtmarksväxter som lämpligen inplanteras vid anläggandet för att få en snabbare effekt på fosforretentionen. Anläggandet av sedimentationsdammar bör ske i eller intill ett dike. För att minska transportavstånd och risken för erosion av större partiklar till mindre, ska sedimentationsdammen helst placeras högt upp i avrinningsområdet nära fosforkällan. (Jordbruksverket, 2010).



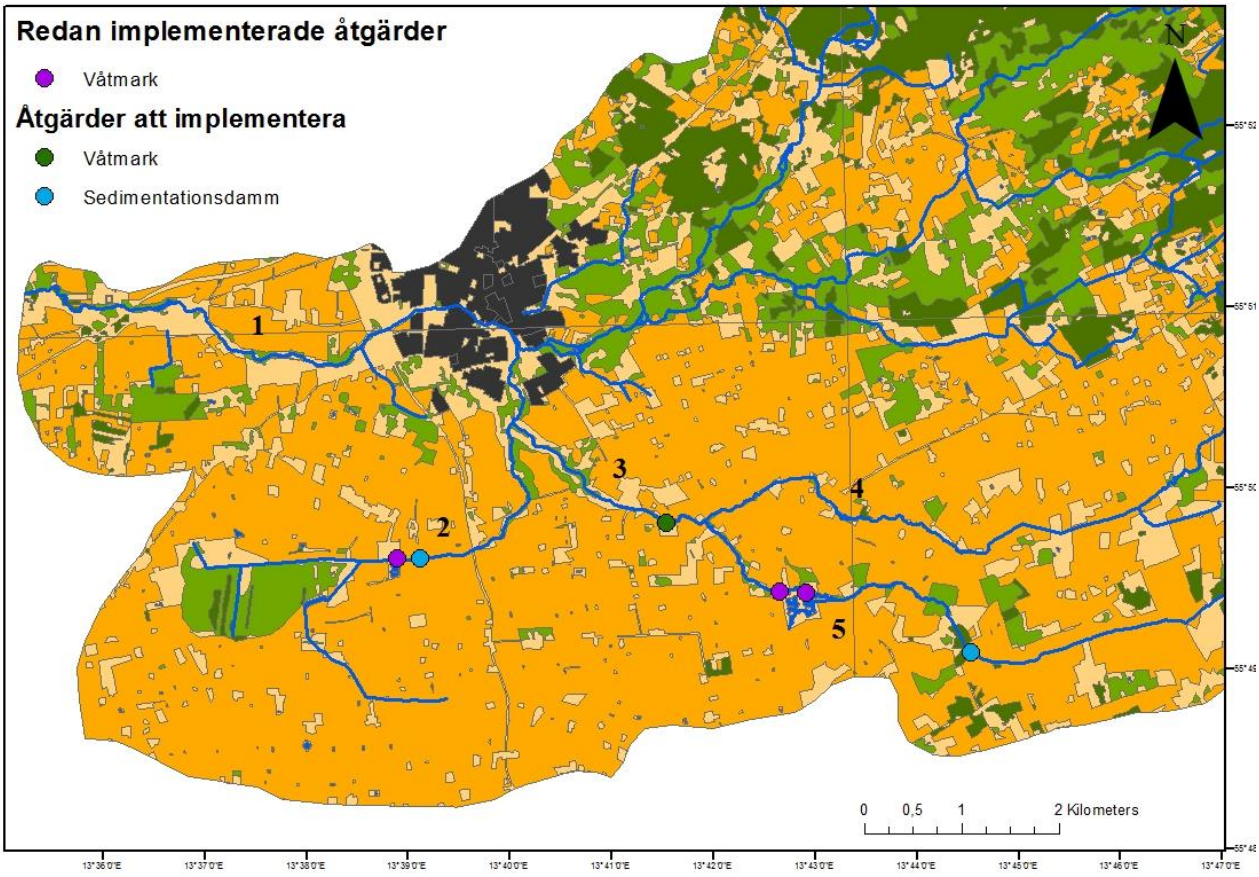
Figur 18. Illustration över en sedimentationsdamm med en sedimentationsdel, två vegetationszoner samt en översilningszon. (Jordbruksverket, 2010).

Lämpliga platser för anläggande av våtmark eller sedimentationsdamm inom Hörbyåns avrinningsområde är inom område tre, två och fem, som alla har höga koncentrationer av fosfor (Figur 7, 8 och 19). Inom område två bör en sedimentationsdamm anläggas vid punkt sju, eftersom denna har ett högt viktningsvärde (120), ligger högt upp i avrinningsområdet och omges av jordburksmark på båda sidor av vattendraget.

Inom område tre bör en våtmark anläggas vid punkt fem, antingen vid ett biflöde söder om vattendraget eller i en sänka norr om vattendraget (grön punkt i figur 19). Vid dessa punkter finns

goda topografiska sänkor som skulle kunna utvecklas till våtmarker, samt en hög andel åkermark i omgivningen.

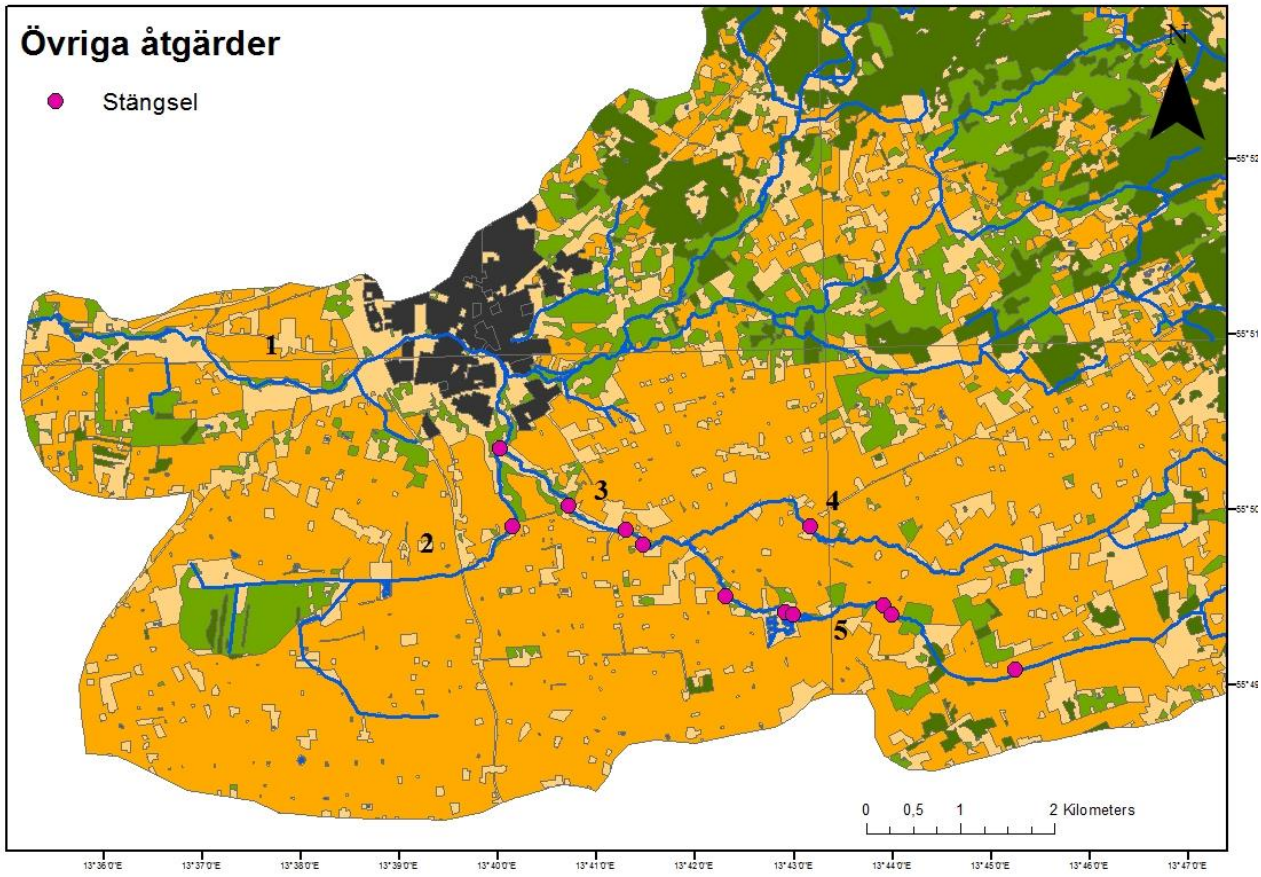
Inom område fem bör en sedimentationsdamm anläggas vid sträcka 22. Detta område har det högsta viktningsvärdet (128) av alla undersökta områden och omges av åkermark, har lerig sandig morän som dominerande jordart, ligger högt upp i avrinningsområdet samt har ett rätat vattendrag som bör meandras, vilket kan göras i samband med anläggandet av en sedimentationsdamm.



Figur 19. Karta över var befintliga våtmarker, identifierade i fält, finns och var en ny våtmark samt två nya sedimentationsdammar bör anläggas.

3.4.4 Övriga åtgärder

Vid de sträckor där djuren har möjlighet att gå ner i vattnet bör stängsel sättas upp för att förhindra att djuren gör sina behov i eller intill vattendraget och på så sätt tillför fosfor. Detta är aktuellt bland annat för sträckorna 2.1, 3.5, 4.7, 5.5, 5.11 med flera, för lokalisation av nämnda samt övriga områden se rödmarkerade punkter i figur 20 samt fullständig tabell i appendix.



Figur 20. Karta över var stängsel bör sättas upp för att förhindra att betesdjur går ner i vattendraget.

3.4.5 Sammanfattning åtgärder

Åtgärder som är aktuella inom de undersökta områdena av Hörbyåns avrinningsområde är meandering, anläggande av skyddszoner och våtmarker alternativt sedimentationsdammar samt uppsättande av stängsel (Tabell 3). Meandering behövs inom sträcka två och fem, medan skyddszoner behöver anläggas inom sträckorna två, tre, fyra och fem. Förslag på anläggande av en våtmark finns för sträcka tre, medan en sedimentationsdamm var bör anläggas inom sträcka två och fem. Uppsättning av stängsel är aktuellt för alla sträckor utom sträcka ett.

Tabell 3. Åtgärdsförslag för de olika sträckorna. Siffrorna visar antalet delsträckor som åtgärden bör implementeras inom, inom respektive huvudsträcka.

Sträcka	Meandering	Skyddszon	Våtmark alt. Sedimentationsdamm	Stängsel
1	-	-	-	-
2	8	6	Sedimentationsdamm	2
3	-	5	Våtmark	4
4	-	5	-	1
5	12	15	Sedimentationsdamm	6

4. Sammanfattande slutsatser och rekommendationer

4.1 Resultat

4.1.1 Områdenas fosfortillförsel

Den högsta fosforkoncentrationen utifrån sammanvägningen av uppmätt medelfosforkoncentration hade sträcka två, följt av tre, fem, ett och fyra (Tabell 2). Detta skiljer sig delvis från resultatet av viktningen där istället sträcka fem hade den potentiellt högsta tillförseln av fosfor, följt av sträcka två, fyra, tre och ett (Tabell 2 och Figur 13). Eftersom sorbicellmätningarna, som nämnts tidigare, ger ett mer tillförlitligt resultat än engångsmätningarna kan viktningen jämföras med endast medelkoncentrationen från sorbicellmätningarna. Enligt sorbicellmätningarna har punkt fyra, inom sträcka tre, högst fosforkoncentration, medan viktningsvärdet är relativt lågt inom hela sträckan. Detta skulle kunna förklaras av att sträcka fyra och fem, som båda har många punkter med höga viktningsvärden, rinner samman till sträcka tre och på så sätt ökar koncentrationen av fosfor där, men också vattenvolymen. Vid observationer i fält kunde dock ses att vattendraget inte blir mycket större där detta sker, vilket gör att vattenvolymen inte borde öka i samma utsträckning som fosforkoncentrationen.

Sträcka fem, som är sträckan som klassats med högst risk för fosforläckage, har den tredje högsta fosforkoncentrationen bland sorbicellmätningarna (Figur 7, 13 och 14). Att koncentrationen är lägre klassad än viktningsvärdet kan bero på att områdena med högst potentiell risk för fosforläckage ligger högt upp i avrinningsområdet, långt från mätpunkten för fosforkoncentration, vilket skulle kunna innebära att det sker en retention av fosfor mellan högriskområdet och mätpunkten. Området däremellan utgörs främst av betesmark, vilket skulle kunna, om tillförseln av fosfor inte är så hög från detta område, innebära att en retention av fosfor är möjlig inom området. Vattendragets karaktär styrker en retention då det är naturligt, dock med relativt hög velocitet, men med en del pool-riffle zoner som gynnar sedimentationen av fosfor. Vid en jämförelse med engångsmätningarna, som har en provpunkt längre upp i avrinningsområdet, kan ses att koncentrationen av fosfor är något högre där än vid punkt åtta som motsvarar sorbicellmätpunkt sex (figur 7 och 8). Nämnas bör att trots att koncentrationen vid punkt sex (sorbicellmätningarna) är den

tredje högsta är den inte låg utan det behövs fortfarande åtgärder i området för att minska den totala koncentrationen av fosfor som till slut når Ringsjön.

Sträcka två, som har relativt många punkter med högt viktningsvärde, har den näst högsta koncentrationen av fosfor utifrån sorbicellmätningarna (Figur 7, 8 och 14). Detta tyder på att viktningen inom detta område stämmer väl in på koncentrationen av fosfor i vattendraget. En lång del av sträckan var, som nämnts tidigare, rätad. En meandering av vattendraget, implementerandet av skyddszoner och anläggandet av en sedimentationsdamm skulle således kunna ge effekt på den totala fosforhalten som läcker från området.

Sträcka fyra, som klassades med den lägsta fosforkoncentrationen vid sammanvägningen har en del punkter med potentiellt hög risk för fosforläckage samtidigt som det också finns en del områden med mycket låg risk för läckage inom sträckan (Figur 7, 8 och 14). Inom sträckan finns inga punkter med mycket hög risk för fosforläckage. Att fosforkoncentrationen är den lägsta bland punkterna kan bero på att det inte finns lika många högriskområden inom sträckan som det gör för sträcka två och fem. Vidare har sträcka ett och tre högre fosforkoncentrationer än sträcka fyra trots att viktningsvärdena är högre för område fyra. Detta beror troligen på att sträcka ett och tre har vattendrag som rinner samman till dem, vilket ökar koncentrationen av fosfor, i jämförelse med sträcka fyra som bara utgörs av ett vattendrag och all fosfortillförsel sker således bara längs med detta.

Sträcka ett fick i viktningen det lägsta värdet, vilket stämmer bra in på fosforkoncentrationen som var den näst lägsta sett från sammanvägningen. Konstigt är dock att koncentrationen är så pass låg inom sträckan eftersom det är den sista sträckan av Hörbyån innan den mynnar i Ringsjön. Men som kan ses är koncentrationen relativt låg redan inne i Hörby vilket tyder på att det sker en utspädning när alla vattendrag rinner samman till ett i Hörby. En del vattendrag kommer från den norra delen av Hörbyåns avrinningsområde som mestadels utgörs av skogsmark, vilket har ett lägre fosforläckage, och kan därför späda ut de höga koncentrationerna som kommer från södra delen av avrinningsområdet, vilket utgörs av jordbruksmark. För att minska den totala tillförseln av fosfor till Ringsjön är det därför viktigt att implementera åtgärder tidigt i den södra delen av Hörbyåns avrinningsområde eftersom det är från dessa områden som det mesta av fosforn har sitt ursprung.

4.1.2 Åtgärder

Som nämnts har åtgärder som vidtagits tidigare inom Hörbyåns avrinningsområde gjort att mängden fosfor som når Ringsjön idag har minskat. Detta är ett tecken på att åtgärder fungerar, och en motivation till att fortsätta implementera nya åtgärder för att i framtiden få en återställd och frisk Ringsjö med en rik biologisk mångfald och med goda möjligheter för friluftsliv.

De åtgärder som föreslagits för områdena med medelhög eller högre risk för fosforläckage är skyddszoner, våtmarker, sedimentationsdammar, meandering och uppsättande av stängsel. Alla åtgärderna, förutom stängsel, som föreslagits har visat sig, genom olika experiment, öka retentionen av fosfor och är därför lämpliga att implementera i Hörbyåns avrinningsområde. Dock bör vid implementationen olika aspekter tas hänsyn till för att nå en så effektiv retention som möjligt. Exempel på egenskaper hos omgivningen som bör tas hänsyn till kan vara lutning, eftersom en högre lutning leder till mer erosion och därmed högre fosforläckage kan det till exempel vara lämpligt att ha en breddare skyddszon i områden med högre lutning. Vidare bör också kornstorleken vägas in eftersom fosfor binder, som nämnts tidigare, mer till lera än sand. Lera sedimenterar dessutom långsammare eftersom det är lättare än till exempel sand. I områden med lera bör således skyddszonen göras breddare och våtmarker större än i områden med sand.

Åtgärdsförslag för skyddszoner har bara getts för områden där skyddszonen är mindre än fem meter. När ytterligare åtgärder ska vidtas, dvs. när det finns skyddszoner inom alla områden, kan det vara lämpligt att utvidga de skyddszoner som är smalare än tio meter eftersom en fördubbling av skyddszonen även fördubblar retentionen av fosfor. Att då bredda skyddszonerna som är fem meter till tio skulle minska fosforförlusten till hälften från dessa områden. Vidare har i tidigare studier, eftersom marken blir fosformättad över tid och då kan börja läcka, diskuterats om skyddszoner är effektiva på lång sikt. Enligt Dorioz et al. (2006) är skyddszoner effektiva kortsiktigt, dock är det svårt att i nuläget säga om de är effektiva långsiktigt eftersom det är en relativt ny metod för att minska fosforläckage. Antalet studier gjorda för långsiktig effektivitet är således få. Längs Hörbyån bör skyddszoner implementeras trots osäkerheten för framtida läckage då det är en relativt billig och lätt metod att använda för att minska fosforläckaget med hög effektivitet. Vidare kan skyddszonerna underhållas, dvs. gräs och örter klipps ner och tas bort med jämna mellanrum för att ta bort fosfor från området och på så sätt kan risken för framtida läckage minskas. Samma sak gäller för våtmarker som bör skördas innan de växer igen för att upprätthålla retentionen av fosfor.

Att sätta upp stängsel är en metod som inte undersökts huruvida den minskar fosfortillförseln till vattendrag eller inte men då det förhindrar djuren att gå ner i vattendraget borde det leda till en liten reduktion av fosfortillförsel. Dessutom borde retentionen av fosfor i vattendraget kunna öka eftersom det inte blir någon turbulens av att djuren trampar runt i vattnet.

En åtgärd som inte tagits upp bland åtgärdsförslagen men som är viktig för att reducera fosforutsläppen är de enskilda avlopp som inte är godkända inom avrinningsområdet. Som nämnts tidigare fanns mellan 1999 och 2001 ett projekt för att installera godkända avloppsanläggningar, dock finns det fortfarande avlopp som inte är godkända. Ett sätt att spåra dessa är att kolla i register

över icke-godkända avlopp, vilka brukar finnas att få från kommunen vid efterfrågan. Att detta inte undersökts i den här studien är på grund av tids- och platsbrist.

Vidare finns även andra åtgärder som skulle kunna implementeras inom avrinningsområdet. Till exempel skulle, som ett alternativ till meandering av de rätade vattendragen, metoden ”bevuxna diken” kunna implementeras, vilken innebär att växtligheten på dikesslänten och i skyddszonen får växa ner i vattendraget och på så sätt ökar retentionen av fosfor (Ahlgren et al., 2011). Detta skulle vara ett billigare alternativ än att meandra, dock finns det få studier som undersökt hur effektiv fosforretentionen är. Däremot visade en studie, som undersökte retentionen av sediment, en minskning på 62 % av suspenderat sediment på en sträcka av ungefär 50 meter (Long et al., 2010). Eftersom partikulärt bunden fosfor binder till sediment skulle således också en retention av fosfor kunna ske i ett bevuxet dike. Vidare borde växtligheten minska vattnets hastighet och därmed gynna sedimentationen av fosfor. Samtidigt som bevuxna diken kan ses som ett alternativ till meandering finns det andra fördelar, till exempel en ökad biologisk mångfald och ett högre rekreationsvärde, med att meandra som gör att den åtgärden är att föredra.

4.2 Metod

4.2.1 Utvärdering av använd metod

För att uppskatta vilka områden som har en högre risk för fosforläckage inom en del av Hörbyåns avrinningsområde gjordes en viktning. Metoden som används är bra för att få en första överblick över området och starta en process för var åtgärder behöver implementeras. Men då den är något förenklad bör den, vid en vidareutveckling av åtgärdsförslag, utvecklas. Till exempel tar den i nuläget endast hänsyn till de viktigaste parametrarna, så som markanvändning, jordart, topografi med flera. Ett mer tillförlitligt resultat skulle kunna fås genom att ta hänsyn till fler faktorer, bland annat nederbördsmängd och dränering. Vidare skulle insamlingen av data kunna vara mer specifik. Till exempel skulle ArcGIS kunna användas i beräkningarna för att få en faktor av hur mycket erosion, dvs. exakta värden för topografi och jordartsfördelning, som sker i området. Att detta inte gjordes beror på bristande GIS-kunskaper. En konsekvens med metoden så som den använts i studien är att de komplexa förhållanden som finns mellan olika klasser och kategorier inte tas med i viktningen eftersom alla kategorier viktas mellan samma intervall. Detta innebär att alla kategorier bidrar lika mycket till det totala viktningsresultatet fastän så kanske inte är fallet i verkligheten. För att undvika detta skulle de olika kategorierna istället kunna få olika intervall beroende på hur mycket de påverkar fosforläckaget. Till exempel påverkar kanske inte olika markanvändningstyper

läckaget lika mycket som bristande skyddszoner gör. Genom att ge kategorierna olika intervall för viktningsfaktorerna skulle således detta undvikas och ett mer tillförlitligt och verklighetstroget resultat fås ut.

4.2.2 Fosforkoncentrationsmätningarnas pålitlighet

I studien har data från tre olika fosformätningar använts för att uppskatta var den högsta koncentrationen av fosfor finns. Två av dessa mätningar, som togs 17 oktober samt 13 november, var engångsmätningar. Till skillnad från engångsmätningarna är det tredje värdet en medelkoncentration från mätningar som skett kontinuerligt under hela 2013 med sorbiceller. Denna typ av mätning ger ett mer tillförlitligt resultat än att använda engångsmätningar eftersom fosforkoncentrationen mäts under en längre tidsperiod och därefter beräknas ett medelvärde för hela perioden. Detta kan jämföras med engångmätningarna som tas under en begränsad tidsperiod, då det kan ha varit torrt under en lång period innan eller att det just då regnar mycket vilket ökar respektive minskar koncentrationen av fosfor i vattendraget.

4.3 Miljövetenskaplig relevans

Då det mesta av fosforn som når vattendrag och sjöar beror på antropogena utsläpp är det möjligt att reducera koncentrationen. Detta kan ske både genom att minska den tillförda fosforn vid applikation av gödsel på åkrarna men också genom att fånga upp överflödig fosfor som läcker från åkermarken, till exempel genom att anlägga våtmarker och göra skyddszoner. Genom att implementera åtgärder, som de som tagits upp i studien, kommer fosfortransporten till Ringsjön att minska, vilket på sikt förhoppningsvis leder till en förbättrad biologisk mångfald och ett högre rekreationsvärde för sjön. I och med en ökad ekologisk status av sjön finns det chans att nå kriterierna i vattendirektivet för god vattenstatus. Dock beror sjöns status även av den interna fosforbelastningen, vilket innebär att det troligtvis inte är möjligt att nå god ekologisk eller vattenstatus i Ringsjön bara genom att vidta externa åtgärder. Men det är ett steg på vägen och vattendragen som leder till Ringsjön får en förbättrad status även de. Vidare finns det även möjlighet att nå miljömålet ”Ingen övergödning” på en regional nivå.

Som nämndes i inledningen är Ringsjön en reservvattentäkt, vilket innebär att det är viktigt att upprätthålla en god status på vattnet om den skulle behöva tas i bruk. Om Ringsjön behöver tas i bruk och dess vattenkvalité är för dålig finns risk att upp till 800 000 personer blir utan vatten, vilket skulle få förödande konsekvenser för samhället.

5. Slutsatser

Studien har fokuserat på ett delavrinningsområde till Hörbyån som delades in i fem områden. Utifrån uppmätta koncentrationer av fosfor på olika platser inom de fem områdena i Hörbyån kan ses att område två har den högsta koncentrationen av fosfor följt av område tre, fem, ett och fyra. Av data insamlad under en fältundersökning gjordes en viktning som visade på liknande resultat, där område fem hade flest högriskområden och område ett minst antal riskområden. I områdena som hade en hög fosforkoncentration och många högriskområden finns mycket åkermark, få skyddszoner, rätade sträckor av vattendraget samt lera som dominerande jordart, vilket kan förklara den höga risken för fosforläckage och de höga fosforkoncentrationerna i dessa områden. De områden med högst risk för läckage samt högst koncentration av fosfor är område fem, två och fyra, var åtgärder borde implementeras. Förslag på åtgärder för att minska fosforläckaget från dessa områden är att implementera skyddszoner, anlägga våtmarker och meandra uträtade sträckor.

Tackord

Jag vill tacka Richard Nilsson på Höörs kommun för hans GIS-expertis och hjälp med GPS och bilbokning inför fältbesök. Jag vill även tacka Höörs kommun och Algae be Gone! för utlånande av bil, vilket gjorde det möjligt för mig att utföra mitt fältarbete.

Referenser

AHLGREN, J., DJODJIC, F. & LÖFGREN, S. 2011. Åtgärder för att förbättra fosforretention i öppna diken i riskområden i jordbrukslandskapet runt Östersjön - En kunskapssammanställning. BalticSea2020.

ALGAE BE GONE!, 2012. *Algae be Gone!* Hämtad 2014-03-30 från http://www.algaebegone.dk/?changeLang=1

ALGAE BE GONE!, 2014. *Ringsjön biomanipulation* Hämtad 2014-04-10 från http://www.algaebegone.dk/ringsj%C3%B6n/biomanipulation

ALSTRÖM, K. & ÅKERMAN, A. B. 1991. *Vattenerosion i Sydsvensk jordbruksmark: licentiatafhandling*, Lunds Universitet. Naturgeografiska Institutionen.

BRANDT, M. & EJHED, H. 2002. TRK, Transport - Retention - Källfördelning, Belastning på havet. Naturvårdsverket, rapport 5247;2003. Stockholm.

BRASKERUD, B., TONDERSKI, K., WEDDING, B., BAKKE, R., BLANKENBERG, A.-G., ULÉN, B. & KOSKIAHO, J. 2005. Can constructed wetlands reduce the diffuse phosphorus loads to eutrophic water in cold temperate regions? *Journal of environmental quality,* 34**,** 2145-2155.

BUKAVECKAS, P. A. 2007. Effects of channel restoration on water velocity, transient storage, and nutrient uptake in a channelized stream. *Environmental science & technology,* 41**,** 1570-1576.

CIRKULATION, 2012. *Renare sjö med biomanipulering*. Hämtad 2014-05-12 från http://www.cirkulation.com/2012/08/renare-sjo-med-biomanipulering/

CORRELL, D. L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality,* 27**,** 261-266.

DE JONGE, H. & ROTHENBERG, G. 2005. New device and method for flux-proportional sampling of mobile solutes in soil and groundwater. *Environmental science & technology,* 39**,** 274-282.

DORIOZ, J.-M., WANG, D., POULENARD, J. & TREVISAN, D. 2006. The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics—a critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture, ecosystems & environment,* 117**,** 4-21.

ENELL, M. 1999. Exemplet Ringsjön–vad har vi lärt oss? Effekter i vatten. *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademien* 138**,** 85-97.

GRANÉLI, W. 1999. Internal phosphorus loading in Lake Ringsjön. *Nutrient Reduction and Biomanipulation as Tools to Improve Water Quality: The Lake Ringsjön Story.* Springer.

HANSSON, L.-A., ENELL, M. & BERGMAN, E. 1999. Lake Ringsjön: its catchment area, its history and its importance. *Nutrient Reduction and Biomanipulation as Tools to Improve Water Quality: The Lake Ringsjön Story.* Springer.

HÖRBY KOMMUN, 2002. Dammar Hörbyån, 1999-2001. Miljönämnden, Hörby kommun. Rapport 2002-3.

HÖRBY KOMMUN, 2003. Avlopp Hörbyån, 1999-2002. Miljönämnden Hörby kommun. Rapport 2003-3.

HÖRBY KOMMUN, u.å. *Fiskevård i Hörbyån.* Hämtad 2014-04-10 från http://www.ringsjon.se/rapporter/Fiskev%C3%A5rd%20i%20H%C3%B6rby%C3%A5n.pdf

JORDBRUKSVERKET 2010. Dammar som samlar fosfor.

JORDBRUKSVERKET. 2014. *När du sprider gödsel – bestämmelser som gäller i hela landet.* Hämtad 2014-04-25 från http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/odling/vaxtnaring/spridagodselmedel/spridagodselmedelhelalandet.4.207049b811dd8a513dc80002742.html

KALLIS, G. & BUTLER, D. 2001. The EU water framework directive: measures and implications. *Water policy,* 3**,** 125-142.

KYLLMAR, K., CARLSSON, C., GUSTAFSON, A., ULÉN, B. & JOHNSSON, H. 2006. Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden: Characterisation and trends. *Agriculture, ecosystems & environment,* 115**,** 15-26.

LONG, R. F., HANSON, B. R., FULTON, A. E. & WESTON, D. P. 2010. Mitigation techniques reduce sediment in runoff from furrow-irrigated cropland. *California agriculture,* 64.

LUNDS UNIVERSITET, 2014. *NGEA09 Land surface processes and landscape dynamics.* Hämtad 2014-03-28 http://www.nateko.lu.se/page.asp?id=103&lang=1

LÄNSSTYRELSEN, 2014. *Länsvisa geodata, Skåne län.* Hämtad 2014-04-23 från http://projektwebbar.lansstyrelsen.se/gis/Sv/lansvisa-geodata/skane-lan/Pages/default.aspx

MORGAN, R. P. C. 2009. *Soil erosion and conservation,* Singapore, Blackwell Publishing Ltd.

MURDOCK, J. N. 2008. Stream Restoration. *In:* JØRGENSEN, S. E. & FATH, B. D. (eds.) *Encyclopedia of Ecology.* Oxford: Academic Press.

MUUKKONEN, P., HARTIKAINEN, H., LAHTI, K., SÄRKELÄ, A., PUUSTINEN, M. & ALAKUKKU, L. 2007. Influence of no-tillage on the distribution and lability of phosphorus in Finnish clay soils. *Agriculture, ecosystems & environment,* 120**,** 299-306.

NATURVÅRDSVERKET, 2014. *Ingen övergödning.* Hämtad 2014-05-12 från http://www.miljomal.se/Miljomalen/7-Ingen-overgodning/

NILSSON, C., LEPORI, F., MALMQVIST, B., TÖRNLUND, E., HJERDT, N., HELFIELD, J. M., PALM, D., ÖSTERGREN, J., JANSSON, R. & BRÄNNÄS, E. 2005. Forecasting environmental responses to restoration of rivers used as log floatways: an interdisciplinary challenge. *Ecosystems,* 8**,** 779-800.

PARVAGE, M. M., ULÉN, B. & KIRCHMANN, H. 2013. A survey of soil phosphorus (P) and nitrogen (N) in Swedish horse paddocks. *Agriculture, Ecosystems & Environment,* 178**,** 1-9.

PUUSTINEN, M., KOSKIAHO, J. & PELTONEN, K. 2005. Influence of cultivation methods on suspended solids and phosphorus concentrations in surface runoff on clayey sloped fields in boreal climate. *Agriculture, ecosystems & environment,* 105**,** 565-579.

RHOADS, B. L., SCHWARTZ, J. S. & PORTER, S. 2003. Stream geomorphology, bank vegetation, and three-dimensional habitat hydraulics for fish in midwestern agricultural streams. *Water Resources Research,* 39.

RINGSJÖKOMMITTÉN 1991. *Ringsjöns restaurering 1980-1990,* Länsstyrelsen Malmöhus län.

RÄTY, M., UUSI-KÄMPPÄ, J., YLI-HALLA, M., RASA, K. & PIETOLA, L. 2010. Phosphorus and nitrogen cycles in the vegetation of differently managed buffer zones. *Nutrient cycling in agroecosystems,* 86**,** 121-132.

SCHMITT, T., DOSSKEY, M. & HOAGLAND, K. 1999. Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants. *Journal of Environmental Quality,* 28**,** 1479-1489.

SHARPLEY, A. N. & WITHERS, P. J. 1994. The environmentally-sound management of agricultural phosphorus. *Fertilizer Research,* 39**,** 133-146.

SNV, 2004. Fosforutsläpp till vatten år 2010, delmål, åtgärder och styrmedel. Naturvårdsverket, rapport 5364.

SVENSSON, M. 2006. Västra Ringsjön - provfiske 2006 Redovisning av resultat samt en kortfattad jämförelse med tidigare undersökningar.

SYVERSEN, N. 2002. Effect of a cold-climate buffer zone on minimising diffuse pollution from agriculture. *Water Science & Technology,* 45**,** 69-76.

SYVERSEN, N. 2005. Effect and design of buffer zones in the Nordic climate: The influence of width, amount of surface runoff, seasonal variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff. *Ecological Engineering,* 24**,** 483-490.

ULÉN, B. & FÖLSTER, J. 2007. Recent trends in nutrient concentrations in Swedish agricultural rivers. *Science of the total environment,* 373**,** 473-487.

ULÉN, B. & JAKOBSSON, C. 2005. Critical evaluation of measures to mitigate phosphorus losses from agricultural land to surface waters in Sweden. *Science of the Total Environment,* 344**,** 37-50.

UUSI-KÄMPPÄ, J., BRASKERUD, B., JANSSON, H., SYVERSEN, N. & UUSITALO, R. 2000. Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. *Journal of Environmental Quality,* 29**,** 151-158.

VATTENMYNDIGHETEN I SÖDRA ÖSTERSJÖNS VATTENDISTRIKT, 2010. Förvaltningsplan Södra Östersjöns vattendistrikt 2009-2015. Länsstyrelsen, Kalmar län.

Appendix

Tabell 1. Tabell över åtgärdsförslag med GPS-punkter, tagna i RT90-format och med en noggrannhet på minst ± 5 meter.

Sträcka	X	Y	Z	Meandering	Skyddszon	Våtmark/Sed.damm	Stängsel
1.1	6193423	1362864	65				
1.2	6192971	1363344	62				
1.3	6192920	1363566	64				
2.1	6192117	1366054	88				Stängsel
2.2	6191293	1366160	104		Skyddszon prio 2		Stängsel
2.3	6191238	1366085	102				
2.4	6191203	1366033	104		Skyddszon prio 3		
2.5	6190990	1365916	106	Meandering	Skyddszon prio 2		
2.6	6190839	1365590	112	Meandering			
2.7	6190772	1365076	112	Meandering	Skyddszon prio 1	Sedimentationsdamm	
2.8	6190774	1364837	120	Meandering	Skyddszon prio 3		
2.9	6190765	1364731	120	Meandering	Skyddszon prio 3		
2.10	6190771	1364621	113	Meandering			
2.11	6190755	1364425	113	Meandering			
2.12	6190642	1364323	113	Meandering			
2.13	6190382	1364072	116				
3.1	6192117	1366054	88				Stängsel
3.2	6191494	1366767	100		Skyddszon prio 2		Stängsel
3.3	6191210	1367368	115		Skyddszon prio 2		Stängsel
3.4	6191146	1367476	116		Skyddszon prio 2		
3.5	6191055	1367545	117		Skyddszon prio 3	Våtmark	Stängsel
3.6	6191088	1367711	118				
3.7	6191075	1367906	122		Skyddszon prio 3		
3.8	6191051	1367939	122				
4.1	6191090	1368022	122		Skyddszon prio 3		
4.2	6191135	1368099	125		Skyddszon prio 1		
4.3	6191320	1368560	126		Skyddszon prio 2		
4.4	6191445	1368781	128		Skyddszon prio 1		
4.5	6191488	1369125	127				
4.6	6191316	1369175	128		Skyddszon prio 3		
4.7	6191187	1369325	136				Stängsel
4.8	6191047	1369560	135				
4.9	6191004	1369702	137				
4.10	6190880	1370296	143				

5.1	6191060	1368002	122				
5.2	6191032	1368027	123				
5.3	6191010	1368073	125				
5.4	6190936	1368130	127				
5.5	6190472	1368396	136				Stängsel
5.6	6190354	1368601	138		Skyddszon prio 2		
5.7	6190318	1368707	140		Skyddszon prio 3		
5.8	6190302	1368754	141				
5.9	6190317	1368826	142				
5.10	6190347	1368943	141				
5.11	6190285	1369018	142		Skyddszon prio 2		Stängsel
5.12	6190253	1369102	144		Skyddszon prio 2		Stängsel
5.13	6190212	1369416	145		Skyddszon prio 3		
5.14	6190345	1369639	143				
5.15	6190381	1369951	145		Skyddszon prio 3		
5.16	6190317	1370067	147		Skyddszon prio 2		Stängsel
5.17	6190217	1370151	153		Skyddszon prio 2		Stängsel
5.18	6190192	1370244	152				
5.19	6190015	1370453	156	Meandering			
5.20	6189783	1370564	157	Meandering			
5.21	6189703	1370628	160	Meandering	Skyddszon prio 3		
5.22	6189619	1370695	161	Meandering	Skyddszon prio 1	Sedimentationsdamm	
5.23	6189551	1370817	156	Meandering	Skyddszon prio 2		
5.24	6189520	1370987	154	Meandering	Skyddszon prio 1		
5.25	6189506	1371153	152	Meandering			
5.26	6189521	1371309	157	Meandering			
5.27	6189535	1371360	151	Meandering	Skyddszon prio 3		
5.28	6189601	1371439	151	Meandering	Skyddszon prio 3		Stängsel
5.29	6189835	1372388	151	Meandering			
5.30	6189893	1372661	152	Meandering	Skyddszon prio 1		
5.31	6189964	1373501	158				
5.32	6190023	1373138	155				

LUNDS UNIVERSITET