



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!



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 bottenar 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 fosfor 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 skydds zoner, 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 km² 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 Hörsån 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 km² 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, isälvsediment 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).

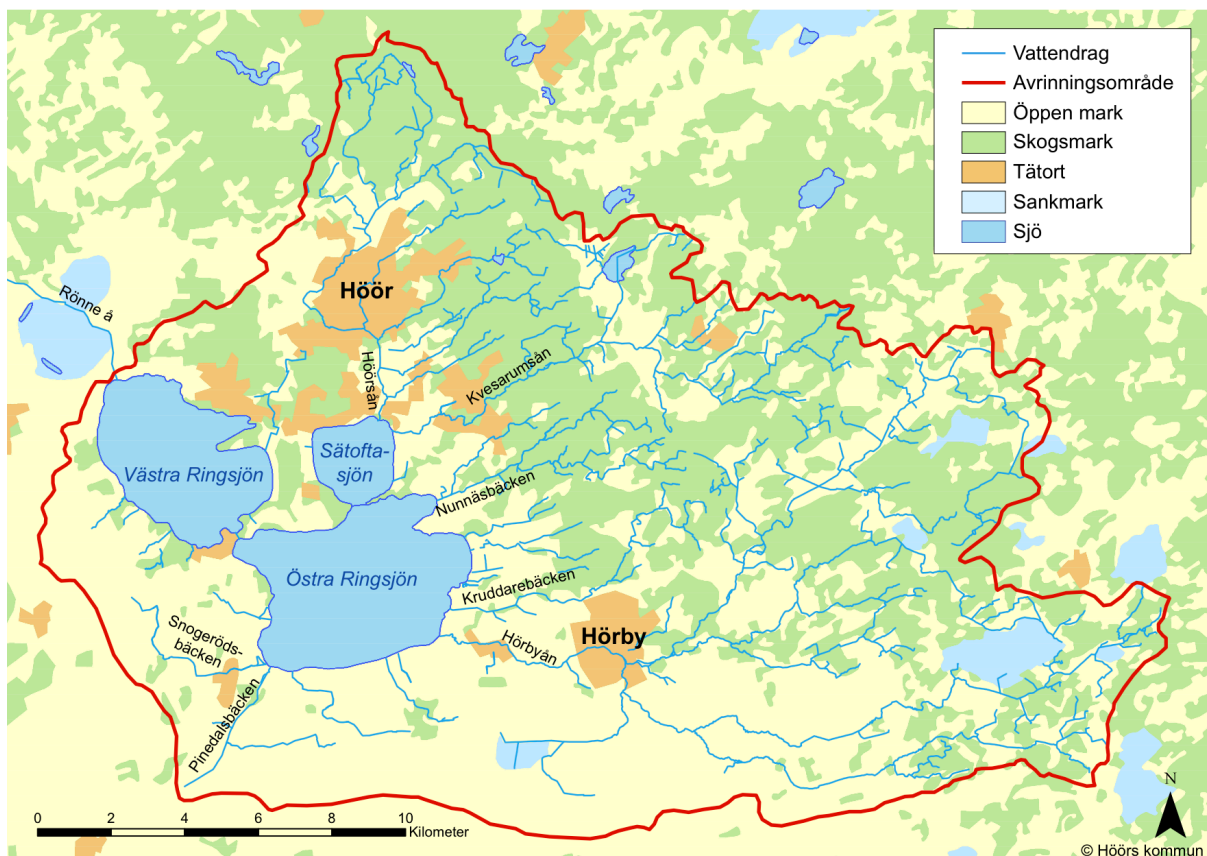


Fig. 1. Ringsjön och dess avrinningsområde.



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 näringsämnessalterna (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 gödsel användning, 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 botten sedimentet, 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 algblooming 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 fosforöverskott 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 algbloomingar. När algerna och bakterierna dör sjunker de till botten 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 algblooming 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	$0,7 \leq EK$
God	$0,5 \leq EK < 0,7$
Måttlig	$0,3 \leq EK < 0,5$
Otillfredsställande	$0,2 \leq EK < 0,3$
Dålig	$EK < 0,2$

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

Klass	Benämning	Halt ($\mu\text{g/l}$) maj-oktober	Halt ($\mu\text{g/l}$) augusti
1	Låga halter	$\leq 12,5$	$\leq 12,5$
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).

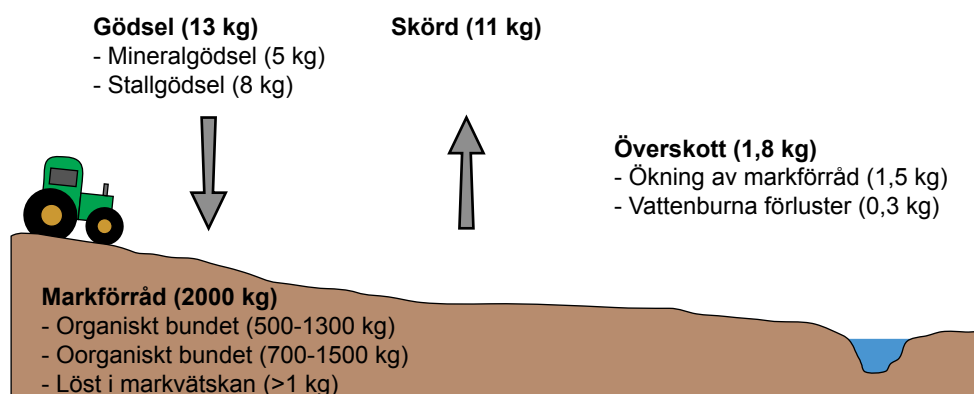


Fig. 3. Ungefärlig omsättning av fosfor per hektar och år i svensk åkermark (baserad på litteraturuppgifter från Malgeryd et al. 2008).

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

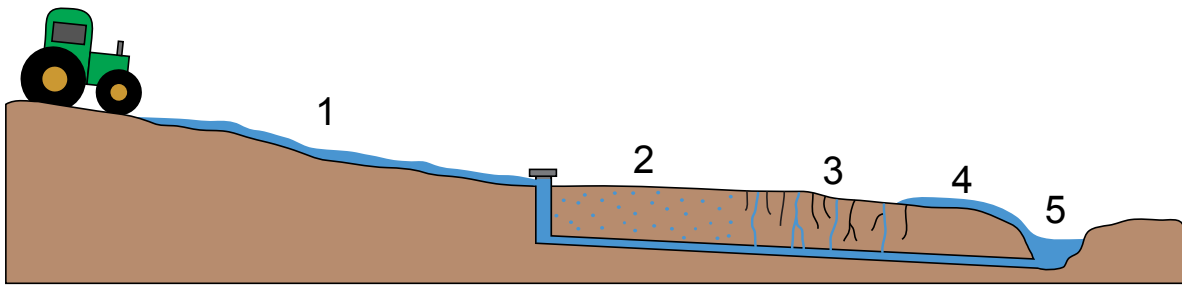


Fig. 4. Transportvägar (1–5) som kan transportera fosfor från mark till vatten (modifierad från Bergström et al. 2008). 1. Ytavrinning på en sluttande åker där vattnet fångas upp i en ytvattenbrunn. 2. Infiltration i en sandig jord där vattnet fångas upp i dräneringsledningen. 3. Makroporflöde till dräneringsledningen 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, vegetationstäck, 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 fosfor 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 fosfor (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 yterrosion. 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 årsmedelvärdena 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 fosfor 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.

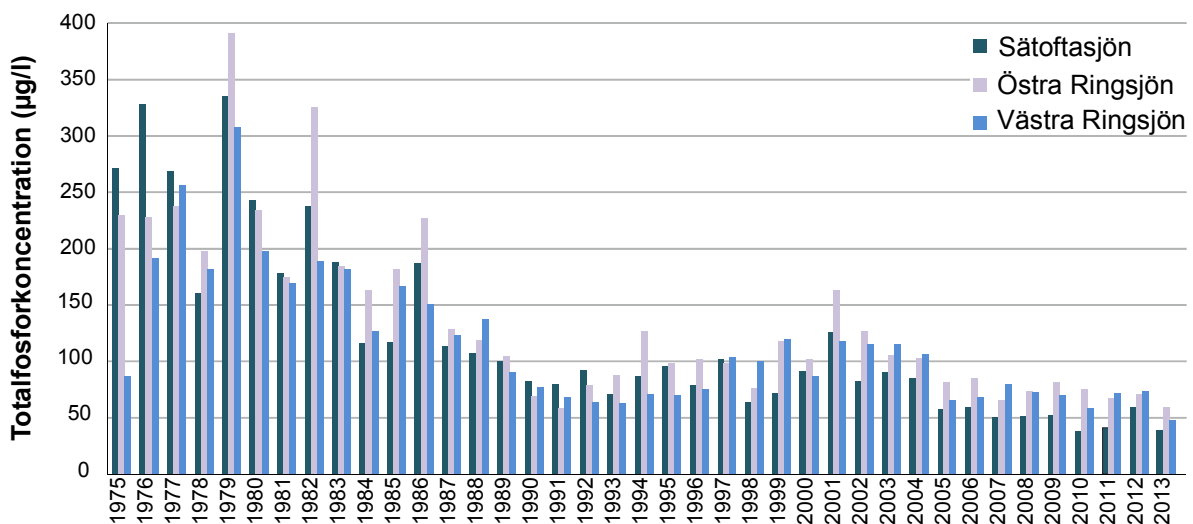


Fig. 7. Sommarmedelvärden (juni–september) av totalfosfor i ytvattenprover från Sättoftasjön, Östra Ringsjön samt Västra Ringsjön (modifierad från Bengtsson et al. 2014).

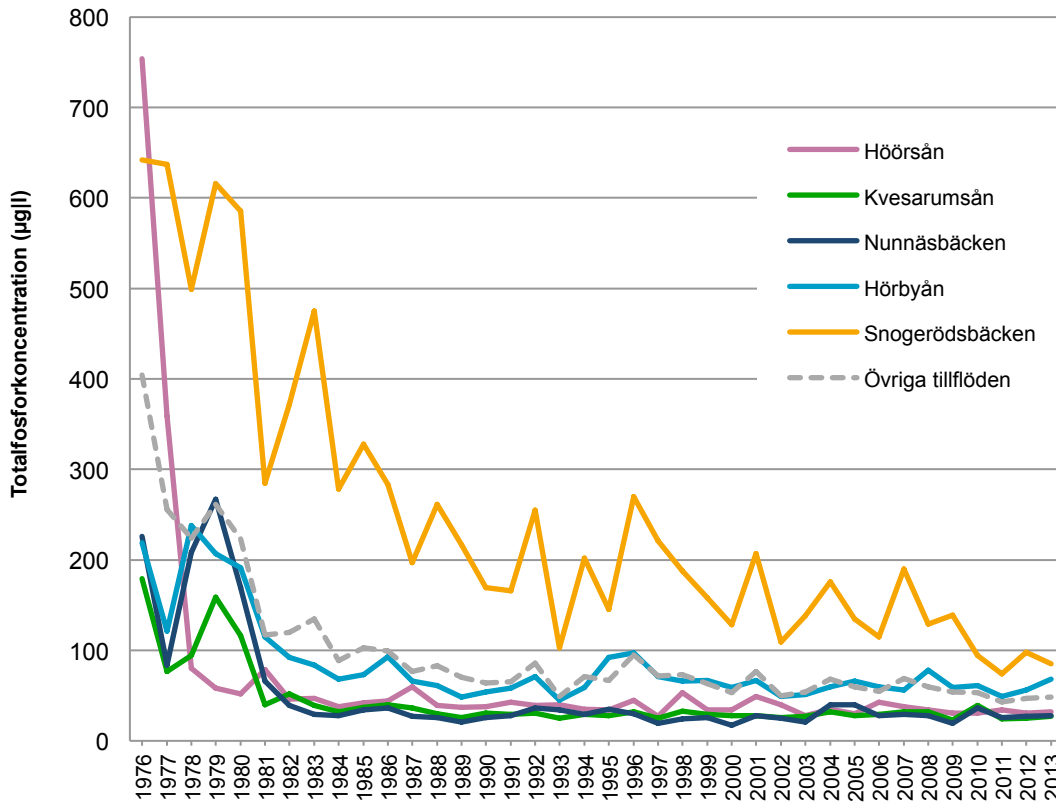


Fig. 8. Årsmedelkoncentrationen (1976–2013) av totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) i Höörsån, Kvesarumsån, Nunnäsbäcken, Hörbyån, Snogerödsbäcken samt beräkningar för övriga tillrinnande vattendrag. Figuren baseras på dataunderlag från Ekologgruppen (via B. Bengtsson).

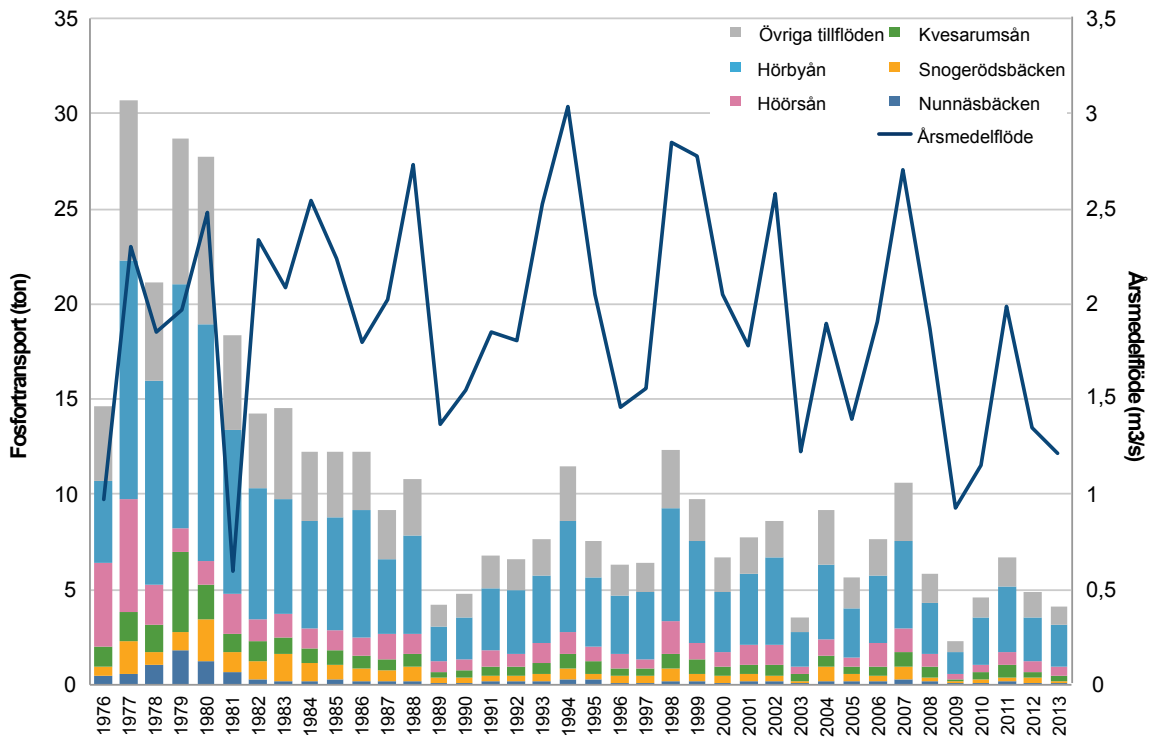


Fig. 9. Årlig fosfortransport till Ringsjön från dess angränsande vattendrag, samt årsmedelflöde i Hörbyån. Figuren baseras på dataunderlag från Ekologgruppen (via B. Bengtsson).

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.).

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 skydds-zoner 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.

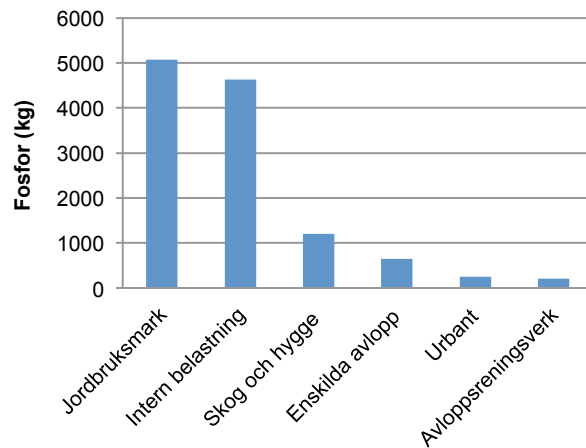


Fig. 10. Årlig fosforbelastning på Ringsjön från olika källor. Figuren baseras på resultat från SMHI (2014).

Tabell 3. Gränser för statusklassindelningar av totalfosforkoncentration ($\mu\text{g/l}$) för Västra Ringsjön, Östra Ringsjön, Höörsån, Kvesarumsån, Hörbyån och Snogerödsbäcken. Klassgränserna är framräknade utifrån följande referensvärden: Västra Ringsjön 9,4 $\mu\text{g/l}$; Östra Ringsjön 9,25 $\mu\text{g/l}$; Höörsån 14,8 $\mu\text{g/l}$; Kvesarumsån 11,6 $\mu\text{g/l}$; Hörbyån 14,2 $\mu\text{g/l}$; Snogerödsbäcken 14,2 $\mu\text{g/l}$ (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	$\leq 0,5$
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.

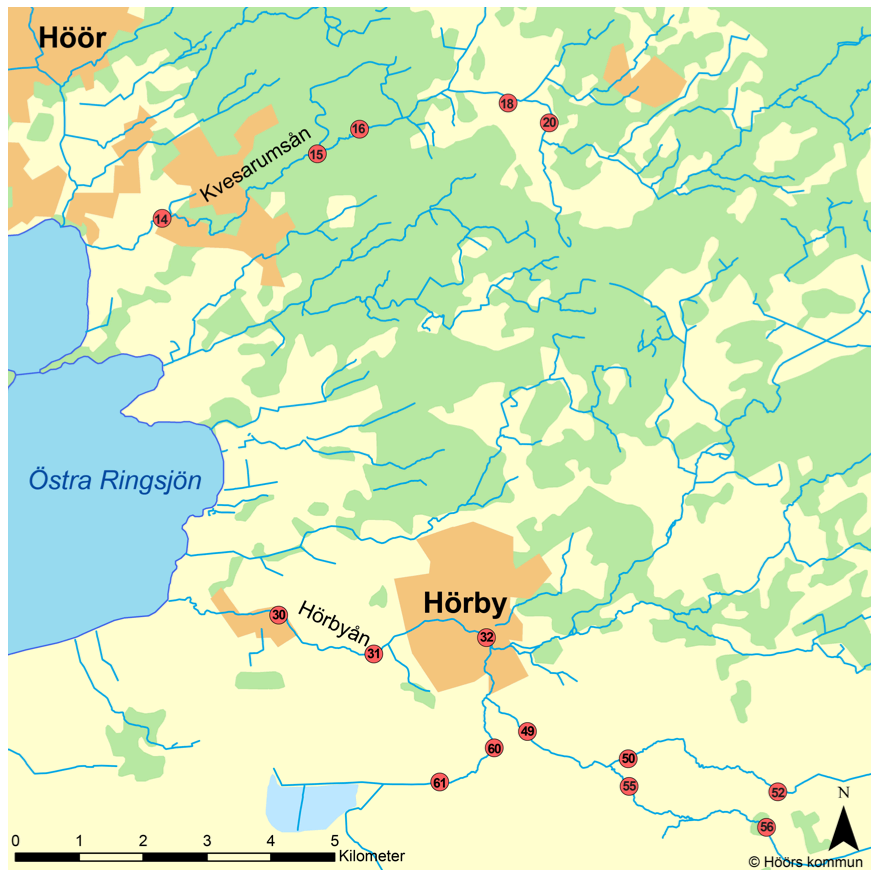


Fig. 11. Röda cirklar med provnummer visar placering av provpunkter i Kvesarumsån respektive Hörbyån, där både fosforkoncentration och turbiditet mättes.

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 kyllda 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 (variationsanalys) och linjär regression. Metoden kan användas för att undersöka samband och skillnader mellan två (eller flera) grupperns ekvationslinjer. 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 testas 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).

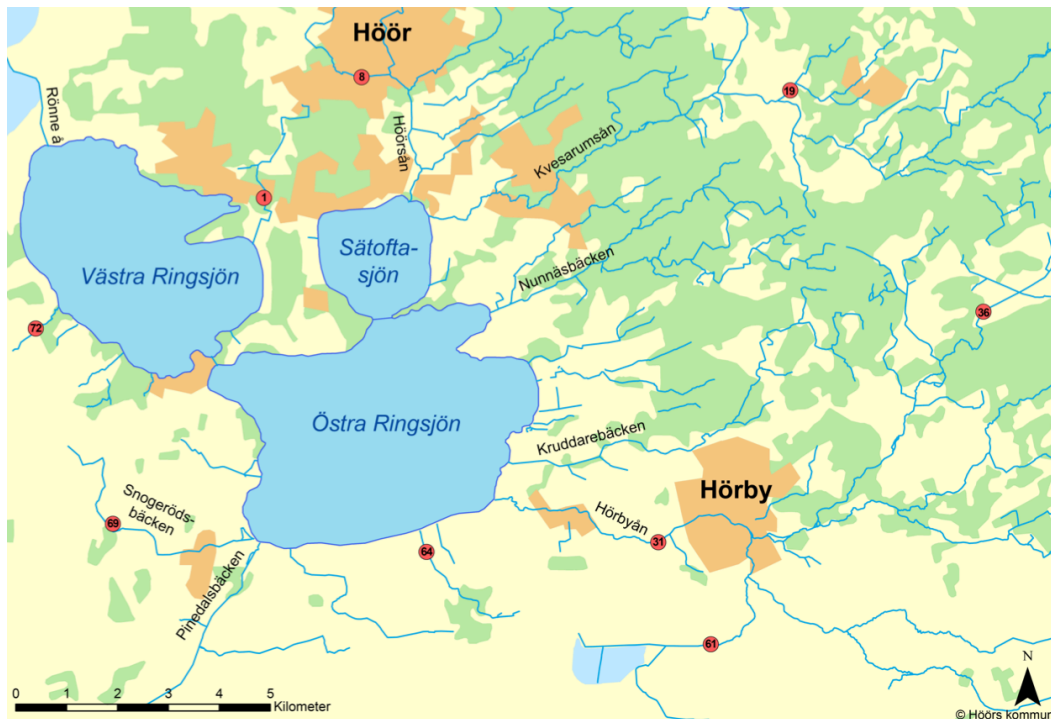


Fig. 14. Röda cirklar med siffror visar platser för jordprover.



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 stöds 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} ; $\mu\text{g/l}$) räknas ut enligt följande:

$$\text{Hörbyån: } P_{konc} = (3,31 * \text{turbiditet}) + 32,48$$

$$\text{Kvesarumsån: } P_{konc} = (7,19 * \text{turbiditet}) + 11,98$$

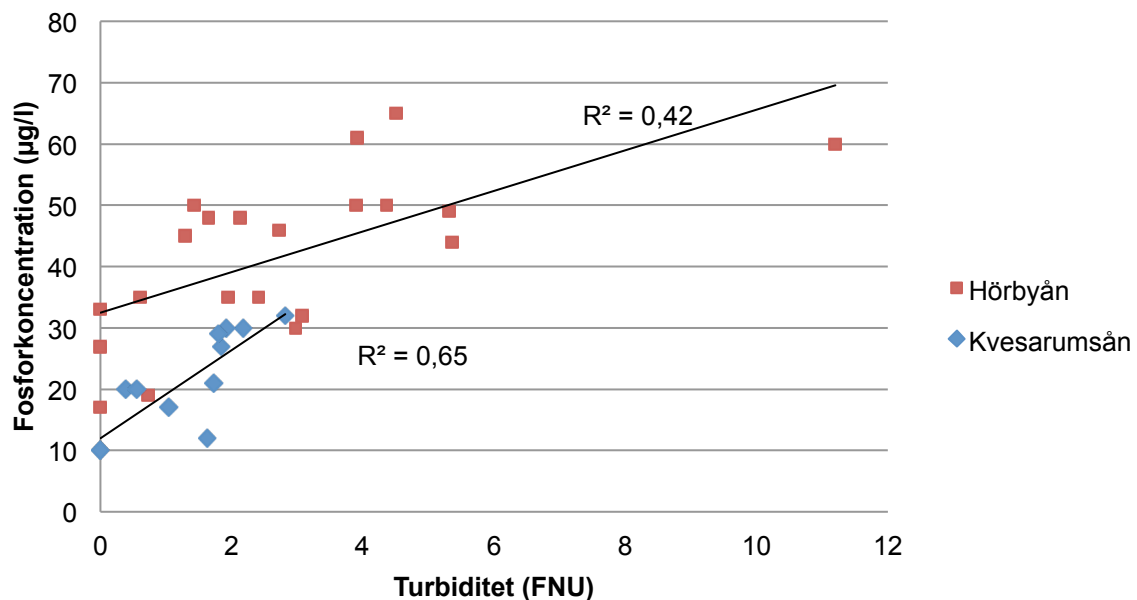


Fig. 16. Totalfosforkoncentration ($\mu\text{g/l}$) och turbiditet (FNU) i Hörbyån och Kvesarumsån. Respektive vattendrags ekvationslinjer samt regressionskoefficienter visas i figuren. Fosforkoncentrationen ökar generellt med turbiditeten.

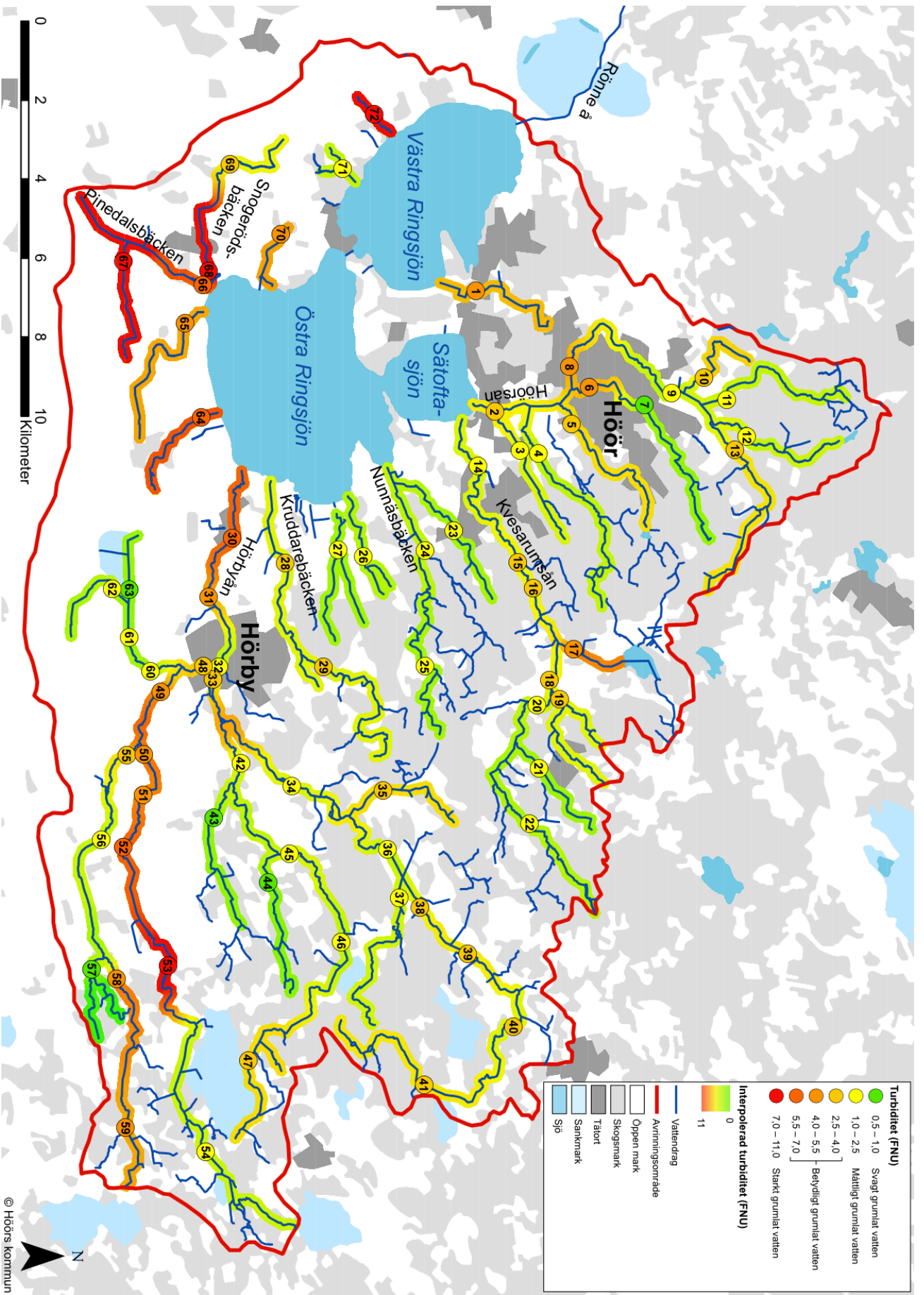


Fig. 17. En överblick över grumligheten i vattendragen i Ringsjöns avrinningsområde under två dagar i december 2013. Provpunkter visas som cirklar, vars indelning och färg baseras på Naturvårdsverkets riktvärden för grumlighet i sjöar och vattendrag (se Tabell 3 samt Naturvårdsverket 1999). Värden mellan 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.

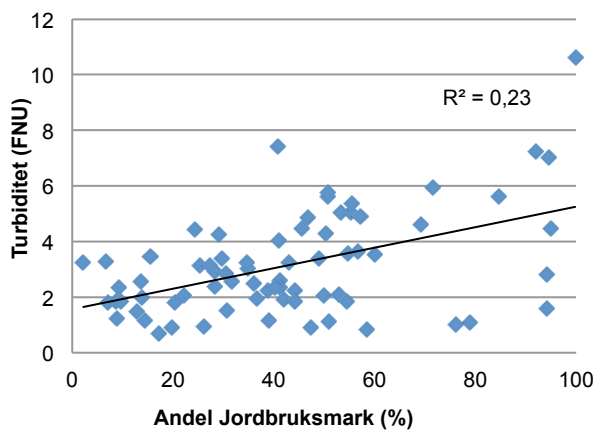


Fig. 19. Uppmätt turbiditet och andel jordbruksmark uppströms varje provpunkt. Regressionskoefficienten anges i figuren. Turbiditeten ökar till viss del med andel jordbruksmark.

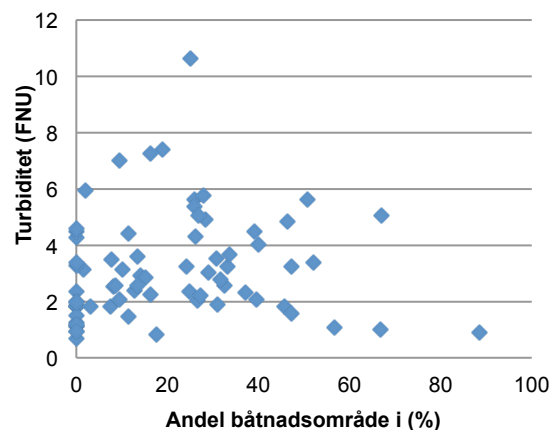


Fig. 20. Uppmätt turbiditet och andel båtnadsområde uppströms varje provpunkt. Det finns inget statistiskt signifikant samband mellan dessa variabler.

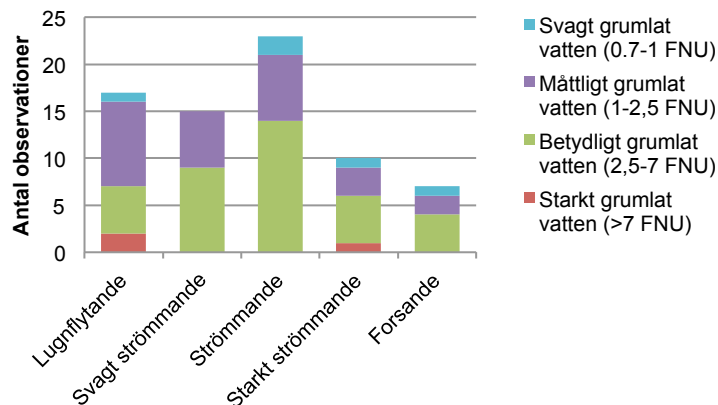


Fig. 21. Uppskattad vattenföring vid provpunkterna. Ett χ^2 -test visade att det inte finns något samband mellan vattenföring och grumlighet.

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).

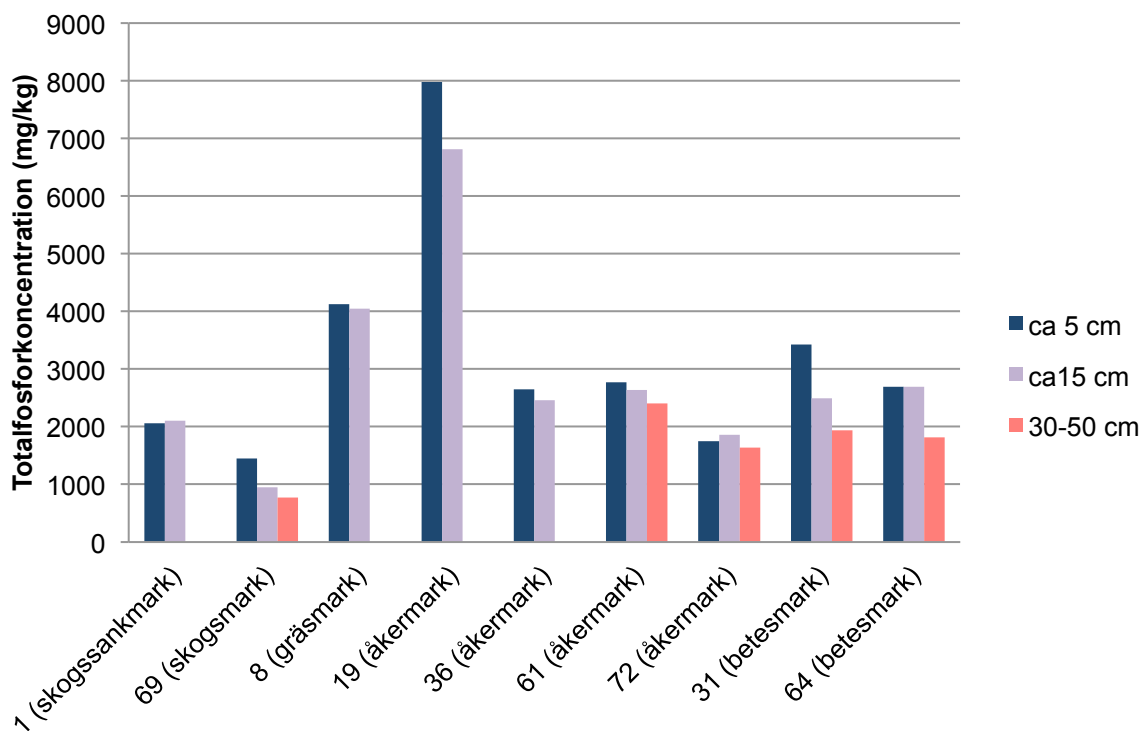


Fig. 22. Totalfosforkoncentration i jordprover tagna vid nio provpunkter och vid olika markdjup i avrinningsområdet. Provpunkternas placering i avrinningsområdet framgår av Fig. 14.

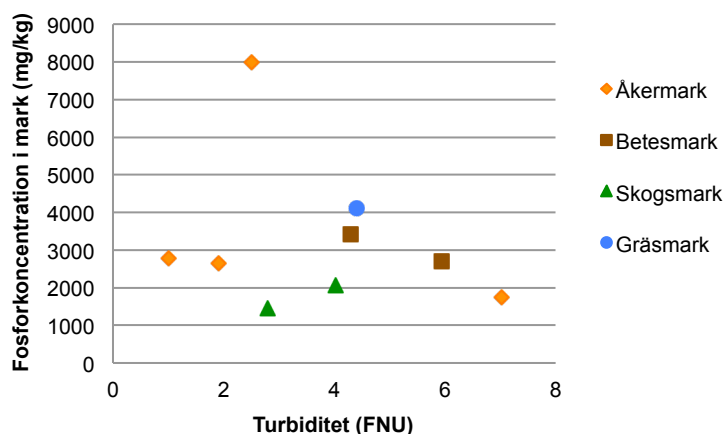


Fig. 23. Totalfosforkoncentration i jordprover tagna från den övre matjorden i olika marktyper samt uppmätt turbiditet vid angränsande vattendrag. Det finns inget statistiskt signifikant samband mellan dessa variabler.

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 $\mu\text{g/l}$. 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 otillfredsstillande status. Majoriteten av vattendragen i avrinningsområdets norra del uppskattas ha en fosforkoncentration på mellan 20 och 40 $\mu\text{g/l}$. 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 årsmedelvärdet. Kvesarumsån var det vattendrag med minst skillnad, med en uppskattad koncentration som endast var 2 $\mu\text{g/l}$ över årsmedelvärdet. För Snogerödsbäcken var däremot den uppskattade koncentrationen (56 $\mu\text{g/l}$) betydligt lägre än det uppmätta årsmedelvärdet (85 $\mu\text{g/l}$).

Tabell 5. Årsmedelvärde från 2013 av fosforkoncentrationen jämfört med uppskattad fosforkoncentration (se huvudtexten), i Hörsån, Kvesarumsån, Nunnäsbäcken, Hörbyån samt Snogerödsbäcken.

Vattendrag	Uppmätt fosforkoncentration (årsmedelvärde)	Uppskattad fosforkoncentration	Procentuell skillnad
Hörsån	32 $\mu\text{g/l}$	39 $\mu\text{g/l}$	+22 %
Kvesarumsån	27 $\mu\text{g/l}$	29 $\mu\text{g/l}$	+7 %
Nunnäsbäcken	28 $\mu\text{g/l}$	25 $\mu\text{g/l}$	-11 %
Hörbyån	68 $\mu\text{g/l}$	51 $\mu\text{g/l}$	-25 %
Snogerödsbäcken	85 $\mu\text{g/l}$	56 $\mu\text{g/l}$	-34 %

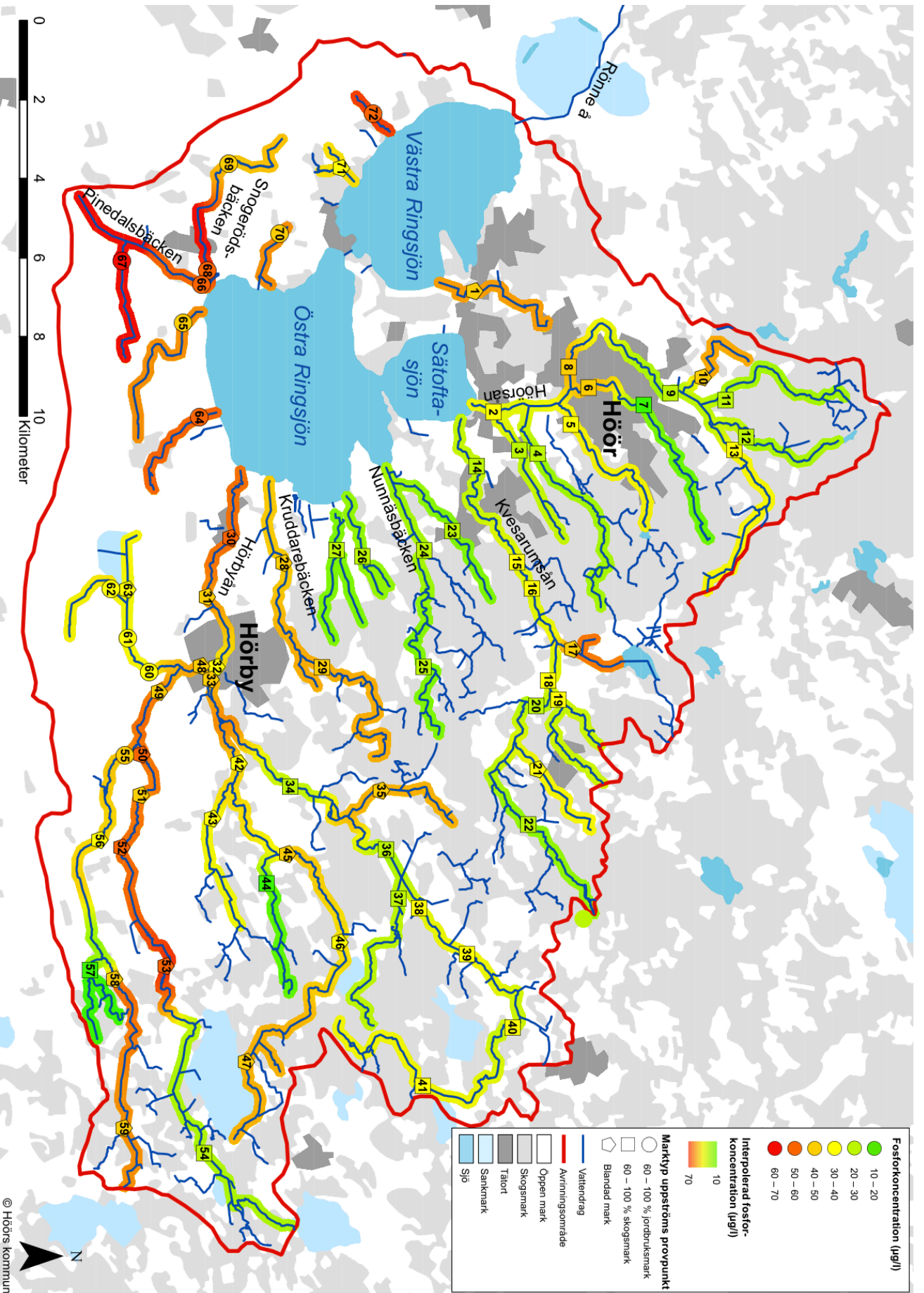


Fig. 24. En uppskattning av fosforkoncentrationer, baserat på turbiditetsmätningar, i Ringsjöns avrinningsområde under två dagar i december 2013. Vid provpunkter där 60–100 % av marken uppströms provpunkten utgörs av skogsmark har ekvationen för Kvesarumsån använts. Vid resterande provpunkter, där marken 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 fördelaktigen 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 årsmedelvärdet.

Både Stubblefield et al. (2007) och Spackman Jones et al. (2011) använde sig av fältstationerade turbidimetrar 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 turbidimeter 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 uppmäts 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 mätillfället. 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 Hörs 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. *Europeiska 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/vader-hoor.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 miljö kvalitetsmål 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*. vattenwebb.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