



OSBY
KOMMUN

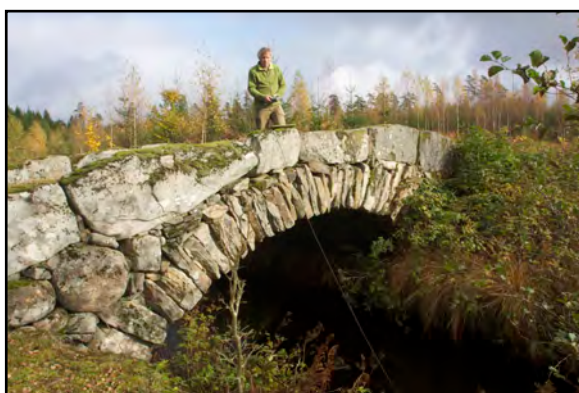


Hola Lake Immeln

Immeln ur ett holistiskt synsätt

En studie av samband mellan höga färgtal, algbloomning och biologisk mångfald i sjön

Tips på åtgärder för restaurering med hänsyn till rekreation,
turism, fiskevård och biologisk mångfald



Agne Andersson & Heléne Annadotter
Osby kommun

Emil Grönkvist, Östra Göinge kommun
&

Johan Forssblad & Martin Larsson
Regito Research Center on Water and Health

Regito AB
Ubbaltsvägen 1
SE-28267 Vittsjö

www.regito.com
water@regito.com
0451-234 50



Rapport 2020-07-v01 (55 sidor)

© 2020 Regito AB

**Regito AB
Ubbaltsvägen 1
SE-28267 Vittsjö**

E-post: water@regito.com

www.regito.com

Foton framsidan:

Figur 1a. Provtagning vid den vackra stenbron i Själlandstorpet. Provtagningspunkt P6109. 2017-10-17. Foto: Heléne Annadotter.

Figur 1b. Sedimentationsdamm vid Sejle myr, provtagningspunkt P5805. 2017-10-18. Foto: Johan Forssblad.

Figur 1c. Immeln. 2017-10-06. Foto: Johan Forssblad.

SAMMANFATTNING	6
BAKGRUND	7
Effekter av dikning och modernt skogsbruk.....	7
Immeln	8
Ökad brunfärgning av vattnet i Immeln	9
Sporadiska blomningar av cyanobakterier	9
PROJEKTETS SYFTE	11
Studera faktorer bakom brunifiering och algblomning samt att föreslå motåtgärder	11
Olika förklaringar till brunifiering av vatten.....	11
Ökning av färgtal i vissa områden.....	11
Minskad svavel-deposition vilket orsakat höjt pH i markerna.....	11
Ett förändrat klimat: ökad nederbörd, temperatur och koldioxidhalt	11
Markanvändning	12
Olika förklaringar till massutveckling av cyanobakterier	12
Hypotesen om totalkväve/totalfosfor, TN/TP (kväve-fosfor-kvot)	12
Dåligt ljus-hypotesen.....	12
Högt pH/lågt koldioxid-hypotesen	12
Flytförmåga-hypotesen	13
Djurplankton-betning hypotesen.....	13
Varmvatten-hypotesen	13
Spårämnes-hypotesen	13
Hypotesen om cyanobakteriers strategi för att lagra fosfor.....	13
Hypotesen om oorganiskt kväve	13
Algblomning förekommer i fler näringsfattiga/måttligt näringsrika sjöar	14
METODIK	15
Provtagning av Ekeshultsåns avrinningsområde.....	15
Provtagning av mikroalger, vattenkemi och algtoxiner i olika delar av Immeln	15
Experiment med kalk i syfte att minska färgtalet i bruna vattendrag ..	17
RESULTAT OCH DISKUSSION	18
Vattenkemiska undersökningar i vattendrag runt Immeln år 2017	18
Färgtal.....	18
Totalt och löst organiskt kol	20
Totaljärn	21
Turbiditet.....	22
Syrghalt.....	23
pH	23

De mörkaste tillflödena har lägst pH!	23
Hur förklaras att de mörkaste vattnen hade lägst pH?	23
Höga halter organiska ämnen i samtliga vattendrag.....	23
Humusämnen utgörs till stor del av fulvonsyror	24
Organiskt kol bidrar med vätejoner	24
Marken runt Ekeshultsån tillför humus	24
Vitmossa frigör vätejoner.....	25
Fenoler och syrebrist hämmar nedbrytning i Sphagnum mossar	25
Nedbrytning av humus i ytvatten förbrukar syre och sänker pH.....	25
Därför är järn kopplat till humus i vatten från Sphagnum mossar!	26
Vissa fenol-grupper hindrar tvåvärt järn att oxidera	26
Fenol i humus kan omvandla sedimenterat järn till löst järn	26
Brunfärgningen varierar under året	27
UV-ljus kan bryta ner järn-humus komplex.....	27
Fenoler från mossar påverkar även basiskt och salt vatten.....	28
Vad händer när de lösta järn-fenol komplexen hamnar i hav med salt eller bräckt vatten ?	28
Undersökning av växtplankton och bottenlevande alger i Immeln.....	28
Stor variation i artsammansättning vid olika platser	28
Cyanobakterien Aphanizomenon yezoense är förekommande.....	29
Undersökning av bottenlevande alger.....	29
Undersökning av algtoxinet microcystin.....	30
En kvävefixerande cyanobakterie med en koppling till humus.....	31
Hur kan humus gynna utvecklingen av Aphanizomenon yezoense i Immeln? ..	31
Ljus kan orsaka produktion av ammonium från humus	32
Skogsbruket förändrar sammansättningen av växtplankton i sjöar i skogsområden	33
Tillförsel av humus-järn komplex gynnar cyanobakterier på flera sätt	33
Dikning av torvområden bidrar till växthuseffekten	33
Odikade torvmossar lagrar kol.....	34
Dikning av torvmossar, skogsklädda torvtäckta marker och barrskogsjordar ..	34
Dikad torvmark avger växthusgaser	34
Träd ökar torrläggningen av myrar	34
Experimentet med kalk i syfte att minska färgtalet i brunt ytvatten	35
Fältförsök på vatten från Hövidstorp	35
Laboratorieexperiment på vatten från Sejde myr, Tyskagylet och från Ekeshultsåns huvudfåra i Tommahult	35
Åtgärdsförslag	36
Fördröj vattnet långt upp i systemet.....	36
Dikade torvmossar frigör organiskt material	36
Skogsdikning kan öka trädens tillväxt.....	36
Hög dikestäthet i Immelns avrinningsområde	37
Igenläggning av diken	37
Anläggande av våtmarker och svämplaner.....	38
Anläggande av sedimentationsfällor	39
Kantavplaning	40

Fler fördelar med våtmarker i skogslandskapet	40
Formen på våtmarker och sedimentationsdammar är viktig.....	40
Åtgärder i vattendragen	41
Remeandring	42
Askåterföring.....	42
Hyggesfri blandskog	43
REFERENSER	45
BILAGOR	51

SAMMANFATTNING

Denna rapport redovisar data från en studie av brunifiering och algblooming i Immeln avrinningsområde.

Långtidsserier av data för vattenfärg, från Skräbeåns vattenvårdskommitté, visar att det har skett en dramatisk ökning i färgtal sedan 1970-talet. Immeln vatten har gått från att vara svagt färgat till mycket starkt färgat. Sjövattnet har helt enkelt ändrats från att se ut som dricksvatten till att se ut som lättöl. Orsakerna står att finna i det vatten som tillförs sjön, framför allt via Ekeshultsån som är det kvantitativt viktigaste tillflödet. Sedan början av 1970-talet har färgtalet i Ekeshultsån ökat med cirka 500 %. Orsaken till denna ökning är inte klarlagd. Ett delprojekt inom Hola Lake har som mål att öka förståelsen för orsakerna till brunfärgningen i Ekeshultsån för att sedan kunna gå vidare med åtgärder. Det finns färgtalsdata från 1977 som visar på låga färgtal (cirka 20 mg Pt/l), det vill säga *svagt färgat vatten*. Sedan slutet av 1990-talet finns en ökande trend. Sedan 2007 pendlar färgtalet istället runt 250 mg Pt/l vilket indikerar *starkt färgat vatten*. Detta beror troligtvis på ökad tillförsel av humusämnen. Den ökade brunfärgningen har fått konsekvenser även för industrin. Immeln är en del av Skräbeån vars vatten används vid pappersbruket i Nymölla. År 2002 började pappersindustrin fälla bort de bruna ämnena genom att tillsätta kemikalier i processvattnet (Ola Petersson, Stora Enso, muntligen).

Om vi vill förstå varför Immeln blommar med giftalger, trots att den enligt dagens läroböcker inte borde blomma av cyanobakterier överhuvudtaget, fick vi själva samla fakta och försöka förstå fenomenet vilket vi gjorde i projekt Hola Lake och där vi tillsammans med finska deltagare, som agerade bollplank, hjälpte till med tolkning av data och att agera idégivare.

Höstblomningarna av cyanobakterier i Immeln skulle kunna förklaras utifrån en förändring av ökat färgtal vilket i sin tur beror på ökad tillförsel av humus och järn. I Immeln förekommer både cyanobakterierna *Microcystis* och *Aphanizomenon*. Båda dessas förekomst i Immeln kan förklaras utifrån ökad tillförsel av humus, järn och syrefria bottenar.

Syrefria bottenar i alla djupa delar av sjön är ett nytt fenomen som blev mer eller mindre permanent sedan millennieskiftet. Den enda förklaringen till denna förändring är ökningen av färgtalet.

Hur påverkar detta artsammansättningen i sjön? Sjösäv (*Schoenoplectus lacustris*), ruda (*Carassius carassius*), signalkräfta (*Pacifastacus leniusculus*), braxengräs (*Isoetes lacustris*) och notblomster (*Lobelia dortmanna*) är alla arter som gått starkt tillbaka eller helt försvunnit de senaste 40 åren. Försämrade syresättning av bottenarna i kombination med ökning av cyanobakterier och tillförd humus skulle kunna vara en bidragande orsak till att växterna och kräftorna har minskat.

Rapporten beskriver dessutom ett stort antal praktiska åtgärder som har utförts före och under projektet för att förbättra vattenkvaliteten, vattenhushållningen och den biologiska mångfalden inom avrinningsområdet för Immeln.

BAKGRUND

Effekter av dikning och modernt skogsbruk

Efter istiden visade Sverige upp ett land fullt av småsjöar, där en igenväxning började. Syrehalten i vattnet var relativt låg och det organiska material som föll till botten bröts bara ned i viss grad. Allt mer sediment lagrades upp efter hand. Sedimentet grundade upp sänkor och fördjupningar och lämnade utrymme för allt mindre mängd vatten. De talrika kärr och mossar som fanns överallt i landskapet har minskat både i omfång och antal på grund av de utdikningar som genomförts. De nordskånska mossarna har bildats genom att humusskiktet under fuktigt och kallt klimat har vuxit till tjocka lager och så småningom bildat torv (Selander, 1957).

Under främst 1800-talet började en storskalig utdikning av sjöar, myrar och våtmarker. Den huvudsakliga förklaringen till utdikningarna och sjösänkningarna var ökade krav på att föda den ökande befolkningen i Sverige. Staten gav dels bidrag och dels lån. Det allmänna avdikningsanslaget fastställdes i riksdagen 1912. Man kunde få bidrag ur det allmänna avdikningsanslaget och behövde inte betala tillbaka dessa medel (Ehnbom 1941). Det utgick så sent som 1989 statligt ekonomiskt stöd för utdikning.

Som en effekt av dikningarna ökade vattenföringen i vattendragen och urlakningen av marken ökade under dessa år. När avrinningen blir snabbare minskar också vattnets förmåga till självrening. Det får enkelt uttryckt inte tillräckligt lång tid på sig (MIST 1993).

Ett annat förbiseende var att vattenståndet i brunnarna sjönk eller till och med helt sinade vid en sänkning av sjö och vattendrag, inte nödvändigtvis i absolut närhet av sänkingsområdet (Ehnbom 1941 och Lillieroth 1949).

Skogsbrukets dikningsprojekt har till syfte att avvattna marken och att skyddsdika. De diken som finns underhålls genom återkommande upprepningar. I det produktiva skogsbruket i Sverige ingår även nära fyra miljoner hektar våtmarker (MIST 1993). Sedan 1800-talet har även torvmarker dikats ut i syfte att odla skog. Dagens teknik gör det möjligt att plantera skog på ytterligare fyra miljoner hektar torvmark. I Skogsutredningen (SOU 1987:6), räknade man med att hälften av Sveriges sumpskogar och 1,2 miljoner hektar myrmark fortsättningsvis skulle eller borde dikas ut (Lidmark & Tynderfelt 1989).

Avrinningen från en nyss dikad myr ökar. Vattnet är surt och pH kan nå så lågt som 3,5–4,5. Man har genom undersökningar visat att skillnaden i avrinningen före och efter dikning var fyra gånger surare och att läckaget av organiskt material hade ökat med 50–125 procent. Det finns ofta mycket järn i myrvatten. Vid pH-värde högre än 3 faller järnhydroxid ut nedströms när järnet oxideras. Det innebär att makrofytter, bottenlevande djur och fiskars romläggning och överlevnad påverkas i negativ mening (MIST 1993).

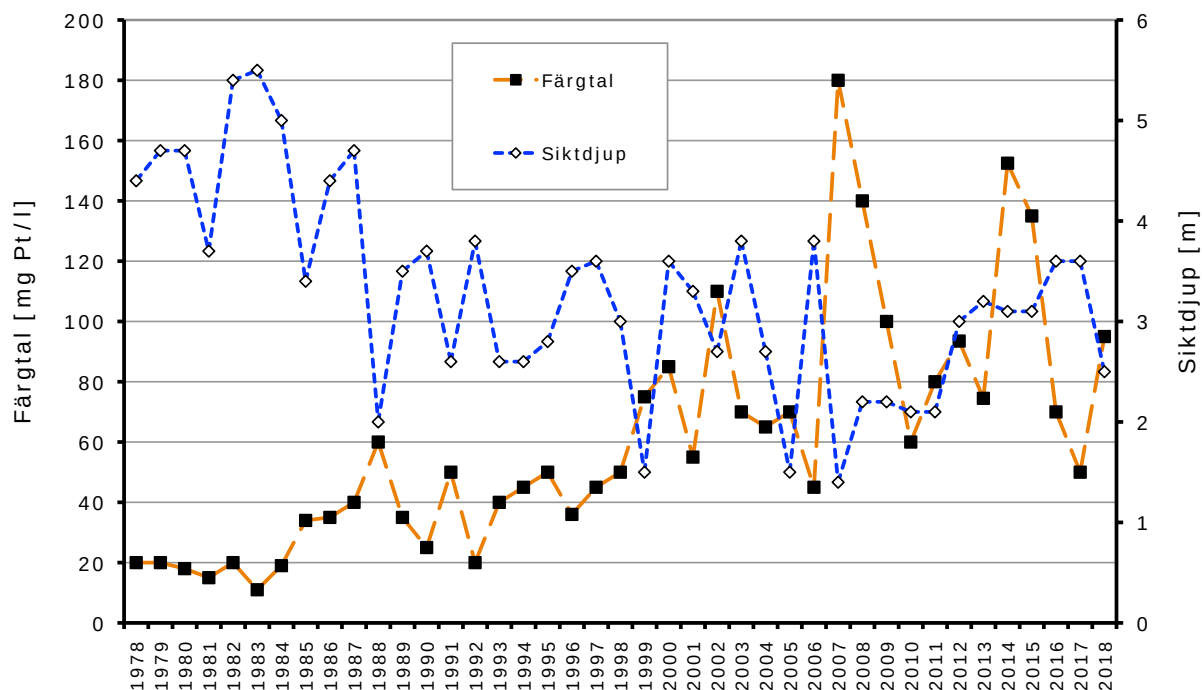
Skogsbruket har övergått till att använda barrskogen för uttag av skogsbränsle. Tidigare tog man bara tillvara stammarna, men lämnade kvar resten av träden, och då återvände en del av näringen till marken, även vid kalavverkning. Uttag av GROT, det vill säga grenar, rötter och toppar, gör att markens surhet ökar, speciellt i övre delen av jordmånsprofilen och förlusterna av de vanligaste näringsämnena ökar samtidigt som nedbrytningen minskar.

Att marker och sjöar växer igen är ett naturligt förlopp men människans manipuleringar av landskapet har i många fall påskyndat processen.

Vattendragen hade i många fall ett mera slingrande lopp före dikningarnas storhetstid. Vattnet fanns kvar i markerna betydligt längre än i dag.

En viktig aspekt i sammanhanget är det näringstillskott som förs till vattendragen genom våra avloppsutsläpp. Effekterna på naturen syntes inte i direkt samband med utsläppens början. Det

dröjde åtskilliga år innan effekterna visade sig. Detta berodde på vattendragens självrenande effekt och att näringsämnena späddes ut av den naturliga avrinningen (Lindmark & Tynderfelt, 1989).



Figur 2. Färgtal och siktdjup i Immeln 1978–2018.

Problemen började egentligen på tidigt 1900-tal då torpare och skogsarbetare gick ut med spadar för att gräva; dag efter dag och mil efter mil. Resultatet finner man i 90 000 mil diken i stället för 60 000 mil bäckar och åar. Detta har gjort att en fjärdedel av alla dessa naturliga vattenförekomster försvunnit och de som är kvar är starkt påverkade och ekologiskt störda.

Våtmarken som vattenrenare, en viktig del av de goda ekosystemtjänster som naturen erbjuder, är borta. En tredjedel av diken ger ingen produktionsvinst för skogsägaren men skadar andra ekosystemtjänster som rent vatten, grundvatteninlagring, fiske och rekreation. Forskningsprojektet DIVA (dikningsrensningens effekter på vattenekosystemen) säger att man bör täppa igen diken som inte är nödvändiga för skogsproduktion.

När ett träd växer tar den upp baskatjoner (Ca^{2+} , K^{+}) och som utbyte avger trädet vätejoner (H^{+}). Det omvända sker när ett träd dör och så småningom bryts ner. Traditionell avverkning medför att stora mängder biomassa, samt de upplagrade baskatjonerna, transporteras ut ur skogen. De utsöndrade vätejonerna finns kvar i marken och förloppet ger en nettoförsurning av skogsmarken. Avverkningen medför även att grundvattnet stiger och flödet i markvattnet ökar. Den tidigare rika marken med fullt av baskatjoner övergår i granskogen efterhand i podsol som har ett lägre pH-värde och är sämre på att binda baskatjoner. Marken blir surare och näringsfattigare och det organiska materialet minskar. Den surare miljön och den ökade rörligheten av metaller som följer därav gör att ursköljning av metaller ökar. Detta leder till att halterna järn och mangan som sköljs ur skogsmarken ökar vilket ökar vattenfärgen.

Immeln

Immeln är en del av Skräbeåns avrinningsområde och mynnar ut i Hanöbukten. Sjön är den tredje största i Skåne. Sjöns medeldjup är 7,2 m och maxdjupet är 28 m. Sjöarean är cirka 22,25 km². Vattenvolymen är 160 000 000 m³. Sjön vattenstånd regleras i nordöstra delen genom en fördämning vid utloppet till Edre ström.

Avrinningsområdet är 272 km varav 64 % består av löv- och barrskog. Det finns 200 öar i sjön, ett stort antal uddar och strandskogar av stort naturvärde. Sjön har ett stort rekreativvärde med 60 000 kanotdagar per år. Ekeshultsån, som rinner in i sjön vid Möllehem, är sjöns viktigaste tillflöde.

Största delen av sjön är belägen i Kristianstads, Östra Göinges och Osbys kommuner. En mindre del ligger i Olofströms kommun.



Figur 3. Blomningen av cyanobakterier vid Björnvik, norra Immeln, 2012-11-19. Foto: Agne Andersson.

Ökad brunfärgning av vattnet i Immeln

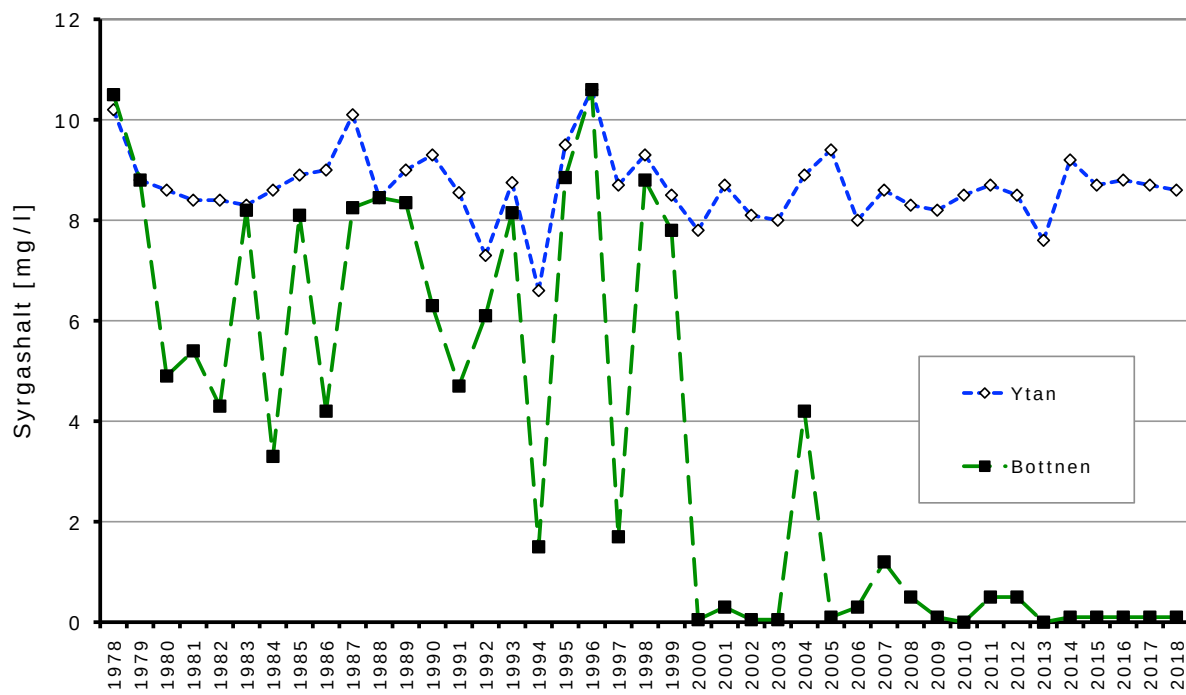
På 1930-talet var Immelns vatten så rent att projektledaren Agne Anderssons farmor kunde tvätta vittvätt i sjövattnet.

Mätningar av syrgashalt vid botten i Immelns djuphåla (Figur 4) samt långstidsstudier av siktdjup (Figur 2) har visat att det har skett stora förändringar till det sämre sedan slutet av 1970-talet. Det humusrika vatten som numera rinner till sjön via Ekeshultsån är en tveklös orsak till detta. Ekeshultsåns vatten karaktäriseras av höga färgtal och höga humushalter. Inom detta projekt har vi gjort en djupdykning i Ekeshultsåns avrinningsområde för att få en klarare bild över orsakerna till brunifieringen av Immeln.

Sporadiska blomningar av cyanobakterier

18 november 2012 uppmärksammades en blomning av cyanobakterier i norra delen av Immeln. Dessa massutvecklingar har dock observerats i Immeln sent på hösten även under 2009; 2010 och 2011.

Cyanobakterier är fotosyntetiska, mikroskopiska organismer med förmåga att bilda klorofyll *a* liksom de gröna växterna (Cronberg & Annadotter, 2006). Vattenblommande cyanobakterier är unika bland växtplankton i sötvatten eftersom de utgör en hälsofara, ger dålig lukt och smak samt missfärgar vattnet (Carmichael, 1992). Det finns 150 beskrivna cyanobakteriesläkten men bara ett fåtal av dessa brukar dominera vid vattenblomningar. Algbloomingen i Immeln, november 2012, dominerades av den potentiellt toxiska cyanobakterien *Microcystis botrys*. Andra cyanobakterier som förekom i provet var samtliga potentiellt toxinbildande nämligen *Woronichinia naegeliana*, *Dolichospermum* sp., *Planktothrix agardhii* och *Microcystis wesenbergii*.



Figur 4. Syrgashalter vid ytan och botten i Immeln, 1978–2018.

PROJEKTETS SYFTE

Studera faktorer bakom brunifiering och algbloomning samt att föreslå motåtgärder

Projektets huvudsakliga syfte är att klarlägga orsakerna till brunfärgningen i Ekeshultsån och Immeln samt föreslå motverkande åtgärder. Innan åtgärder kan designas är det avgörande att vi förstår orsakerna till att sjöns vatten blivit allt brunare under de senaste decennierna. Först när vi har grundläggande data som visar på källan till de bruna ämnen i Immeln kan vi designa åtgärder.

Sedan 2009 har det förekommit sporadiska utbrott av cyanobakterier på olika platser i Immeln. Ytterligare ett syfte med studien är dokumentera algbloomningar under projektets gång samt om möjligt föreslå förklaringar till dessa algbloomningar.



Figur 5. Projektledare Agne Andersson under en provtagning på Immelsjön 2017-08-24. Foto: Johan Forssblad.

Olika förklaringar till brunifiering av vatten

Ökning av färgtal i vissa områden

Färgtalet i ytvatten har ökat under senare år, speciellt i delar av Skandinavien och Storbritannien. Utgångspunkten för våra studier är att forskarna hittills har föreslagit olika orsaker till att vi har allt högre färgtal i våra vatten. Föreslagna orsaker är bland andra förändrat atmosfäriskt nedfall, ett förändrat klimat och förändrad markanvändning.

Minskad svavel-deposition vilket orsakat höjt pH i markerna

En del forskare har föreslagit att minskat surt nedfall, framför allt svavelföreningar, kan ha medfört att halterna av löst organiskt kol har ökat (Evans med flera, 2006, Kalbitz med flera., 2000, Vuorenmaa med flera., 2006; Ekström med flera., 2011). En hög svaveldeposition som orsakar ett lågt pH skulle kunna minska lösligheten och rörligheten av löst organiskt kol i jordar. En minskad svaveldeposition skulle därför kunna orsaka en ökad löslighet och rörlighet av löst organiskt kol vilket skulle kunna vara en bidragande orsak till brunifieringen under de senaste decennierna.

Ett förändrat klimat: ökad nederbörd, temperatur och koldioxidhalt

Med ett varmare klimat blir växtsäsongerna längre vilket innebär en högre produktion av organiskt material och en högre nedbrytning av organiskt material. Extrema väderförhållanden som häftig nederbörd förväntas bli mer frekventa i framtiden (IPCC, 2014; Nikulin med flera., 2011). Ökad nederbörd och därmed avrinning medför ökad urlakning av ämnen som ger ökad färg och tvärt om (Laudon med flera., 2011). Ökad nederbörd har otvivelaktigt en effekt på kort sikt i vissa områden men det är mer osäkert hur stora de långsiktiga förändringarna är (Erlandsson med flera., 2008).

En längre växtsäsong orsakad av ett varmare klimat har relaterats till ökad produktion av organiskt kol i jord (Finstad med flera., 2016). Temperatur påverkar nedbrytningen av organiskt material (Freeman, 2001) vilket skulle kunna öka färgtalet om humusämnena transporteras till ytvatten.

Markanvändning

Ett stort antal forskare har visat att markanvändning har stor betydelse för färg, löst organiskt material och järn (Dillon med flera., 1997; Hood med flera., 2005; Hope med flera., 1994; Larson med flera., 2007; Meili 1992; Mulholland 2003; Nyberg med flera., 2001; Grieve & Marsden, 2001; Allan med flera., 1997; Loftis med flera., 1987; Mattsson med flera., 2005; Kortelainen med flera., 2006). Följaktligen har också ändringar av markanvändningen en stor betydelse.

Olika förklaringar till massutveckling av cyanobakterier

En extern hög tillförsel av fosfor kan orsaka höga biomassor av växtplankton, framför allt av grönalger och kiselalger. De arter av cyanobakterier som utvecklades i Immeln på senhösten förekommer framför allt i starkt övergödda sjöar. Immeln kan dock inte klassas som en starkt övergödd sjö. Så varför förekommer det blomningar av cyanobakterier?

Det finns ett antal hypoteser som försöker förklara varför cyanobakterier är så framgångsrika i vissa sjöar att de kan massutvecklas och bilda kraftiga blomningar. Det finns dock ingen heltäckande förklaring till fenomenet eller konsensus bland vetenskapsmän. Cyanobakterier är inte heller någon homogen grupp utan innefattar ett stort antal arter med delvis skild ekologi. Ändå behandlas de, i dagligt tal och i litteraturen, som om de vore en och samma organism med samma krav och samma ekologiska nisch.

Orsaken till cyanobakteriernas framgång i olika slags vatten, både näringsfattiga och näringsrika, har ännu inte klarlagts fullständigt, trots att forskning om detta har pågått i flera decennier. Ett antal hypoteser presenteras nedan.

Hypotesen om totalkväve/totalfosfor, TN/TP (kväve-fosfor-kvot)

Denna hypotes menar att cyanobakterier gynnas då kvoten mellan totalkväve och totalfosfor är låg (Schindler, 1977; Smith, 1983). Smith (1983, 1986) upptäckte att andelen cyanobakterier var låg då TN/TP var större än 29:1 men även andra växtplankton än cyanobakterier kunde dominera vid TN/TP under 29:1. Smith drog slutsatsen att kvävebrist inte är den enda förklaringen till cyanobakteriers konkurrensförmåga.

Dåligt ljus-hypotesen

Denna hypotes föreslår att cyanobakterier har lägre ljusbehov än andra växtplankton och de är därför konkurrenskraftiga vid låga ljusintensiteter (Mur med flera., 1978; Zevenboom & Mur, 1980).

Ett antal undersökningar visar dock att denna hypotes inte gäller generellt för cyanobakterier eftersom de kan dominera i klara, näringsfattiga sjöar (Brettum, 1989) och deras utveckling i näringsrika sjöar föregås i allmänhet av en klarvattensfas (Blomqvist med flera., 1994, Visser, 1995).

Högt pH/låg koldioxid-hypotesen

Denna hypotes säger att cyanobakterier kan konkurrera ut andra växtplanktongrupper vid högt pH eller vid låg koldioxidhalt (King, 1970). Denna hypotes baseras på observationer att cyanobakterier ofta dominerar planktonsamhället i sjöar då pH är högt. Shapiro (2003) har dock visat att varken låga koldioxidhalter eller högt pH är faktorer som startar massutveckling av cyanobakterier. Han förklarar det observerade sambandet med att en blomning av cyanobakterier orsakar höga pH och låga koldioxid-halter genom att de förbrukar koldioxid vid fotosyntesen. Cyanobakterier anses dock vara mer konkurrenskraftiga än flera, men inte alla, växtplanktongrupper när det gäller att kunna utnyttja låga koldioxidhalter (Talling, 1976).

Flytförmåga-hypotesen

Vissa cyanobakteriearter har förmåga att reglera sin flytförmåga genom luftblåsor (aerotoper) i cellen och kan således förflytta sig vertikalt mellan botten och ytan. Fördelen med dessa migrationer är att kunna tillfredsställa sina behov av både ljus och näring, vilka ofta förekommer på skilda djup (Reynolds med flera., 1987).

Figur 6. Mikroskopbild av *Anabaena* (*Dolichospermum*) och *Aphanizomenon*. Dessa blombildande cyanobakterierna kan bilda stora kolonier och aggregat. Att slå ihop sig till större partiklar underlättar deras förmåga att förflytta sig mellan ytan och botten. Båda cyanobakteriesläktena förekommer i Immeln.

Foto: Johan Forssblad.



Djurplankton-betning hypotesen

Cyanobakterier är ingen lämplig föda för djurplankton. Orsaken är att cyanobakterier ofta förekommer i stora kolonier (Figur 6) som djurplankton inte kan filtrera. Cyanobakteriernas toxiner kan även vara hälsofarliga för djurplankton. Detta leder till att djurplankton konsumerar och eliminerar de växtplankton som inte är cyanobakterier och därmed orsakar en dominans av cyanobakterier. Denna hypotes har sammanfattats av Haney (1987).

Varmvatten-hypotesen

Denna hypotes menar att cyanobakterier generellt har högre temperaturoptima än andra växtplankton. Detta är anledningen till att cyanobakterier konkurrerar ut andra grupper vid temperaturer över 20°C (Robarts & Zohary, 1987).

Spårämnes-hypotesen

Detta är en hypotes som menar att kvävefixerande cyanobakterier har högre krav beträffande spårämnen än eukaryota växtplankton (Reuter & Petersen, 1987). För att dessa cyanobakterier skall kunna massutvecklas måste halterna av biotillgängliga spårämnen, som till exempel järn, vara tillräckligt höga för att kvävefixering skall kunna ske. Hyenstrand med flera., (2000) utförde enclosure¹-experiment i sjön Erken och de upptäckte att kvävefixerande cyanobakterier ökade signifikant vid järntillsats jämfört med enclosures utan järntillsats.

Hypotesen om cyanobakteriers strategi för att lagra fosfor

Kvävefixerande cyanobakterier kan lagra fosfor som har sitt ursprung från sedimenten. Ett internt fosfor-förråd förser dem med tillräckligt med fosfor för hela sin pelagiska tillväxt. De behöver därför inte konkurrera med andra växtplankton om näring, varken fosfor eller kväve (Pettersson med flera., 1993).

Hypotesen om oorganiskt kväve

Baserat på resultat från en serie av enclosure-experiment i sjöar, berikade med antingen ammonium eller nitrat, drog Blomqvist med flera., (1994) slutsatsen att icke-kvävefixerande cyanobakterier gynnas av ammonium, att eukaryota växtplankton gynnas av nitrat och att kvävefixerande cyanobakterier gynnas av kvävebrist.

¹ Avgränsad del av sjön utförd med tätt material för att experimentera med olika tillsatser av t ex näring.

Algblomning förekommer i fler näringsfattiga/måttligt näringsrika sjöar

Massutveckling av cyanobakterier som *Microcystis* är allmänt ansett som ett fenomen som framför allt förekommer i näringsrika sjöar (Mason, 1996). Massutveckling av toxiska och potentiellt toxiska cyanobakterier har dock rapporterats både från näringsfattiga och måttligt näringsrika sjöar som klara alpsjöar (Mez med flera., 1994), Genesarets sjö (Berman, 2001) och Luhrsjön (Annadotter, 1993).

Blomning av cyanobakterier rapporteras i allmänhet från den varma perioden. I flera näringsfattiga eller måttligt näringsrika sjöar i Skåne som Luhrsjön, Bosarpsjön (Figur 7), Kallsjön, Vårsjön och Vittsjön, har vi dock observerat massutveckling av cyanobakterier framför allt under senare delen av hösten utan att detta har föregåtts av blomningar under sommaren. Detta ”fenomen” observerades i början av 1990-talet (Annadotter, 1993). Blomning av cyanobakterier i Immeln är ett relativt nytt fenomen som inte har rapporterats före 2009.



Figur 7. Höstblomning av cyanobakterier i Bosarpsjön 2012-10-11. Foto: Johan Forssblad.

METODIK

Provtagning av Ekeshultsåns avrinningsområde

För att förstå varför Immeln periodvis har brunt vatten utfördes en inventering, med fokus på färgande ämnen, av Ekeshultsåns avrinningsområde (Figur 9) 17 och 18 oktober 2017.

Provtagning (Figur 8) av vattendragen utfördes på 32 olika platser längs hela sträckan av Ekeshultsån (Figur 23 & Figur 27). Vattnet undersöktes med avseende på färgtal mätt vid 405, 410 och 420 nm. Vidare analyserades halten av totalt organiskt kol (TOC), järn, sulfat, pH, syrgashalt, konduktivitet och turbiditet. Året 2018 kunde inte provtagning ske på grund av den torra sommaren då vissa vattendrag var helt torrlagda.



Figur 8. Mätning i Allamåla vid punkt P6412 2017-10-17. Diket har grävts från en namnlös myr. Diket rensades år 2014. Vattnet i diket kommer dock till stor del från inflöde från kanterna. Foto: Heléne Annadotter.

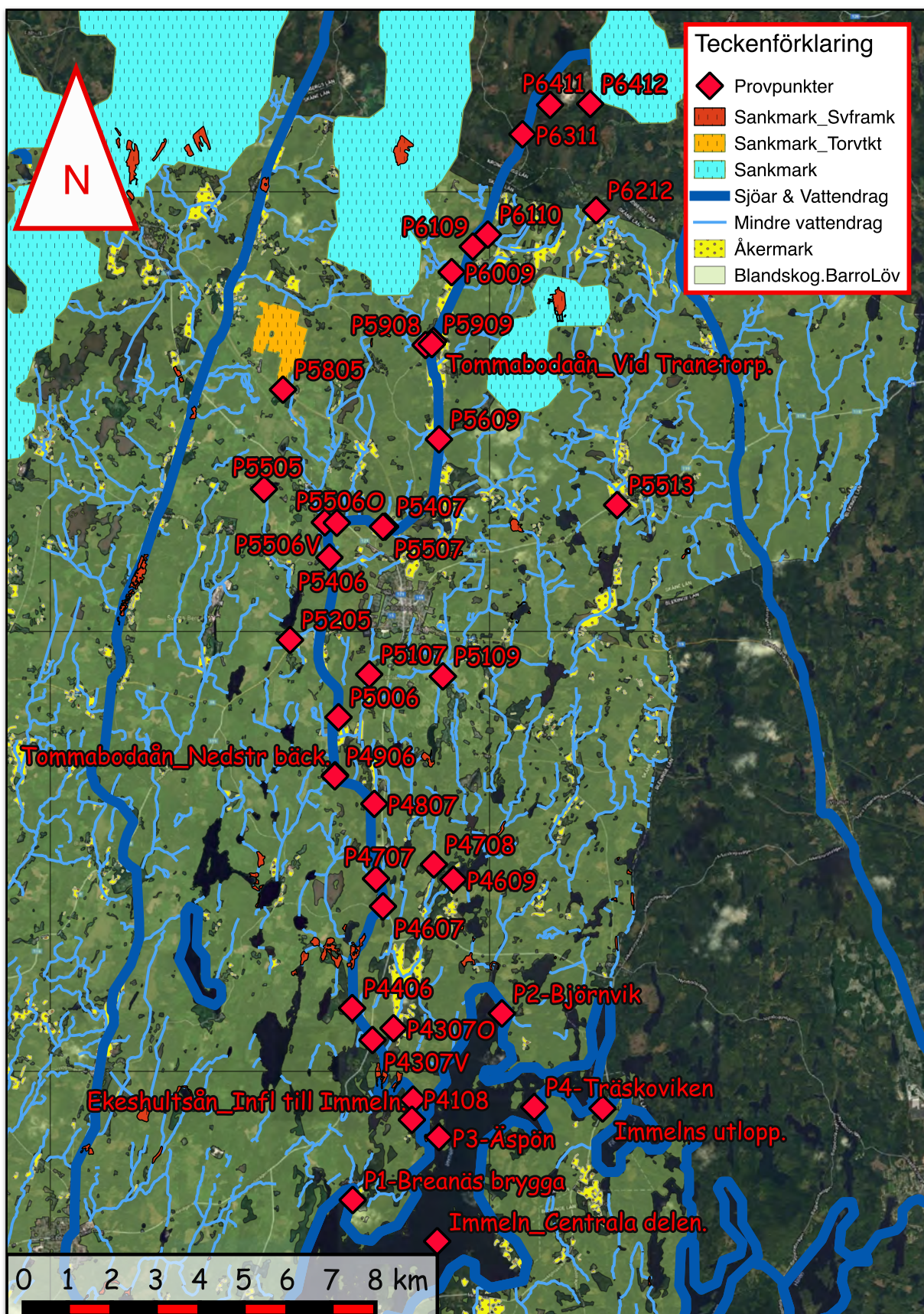
Provtagning av mikroalger, vattenkemi och algtoxiner i olika delar av

Immeln

Provtagning (Figur 5) av mikroalger och vattenkemi har utförts i Breanäsviken, vid Björnvik i norra Immeln, vid Äspön utanför Ekeshultsåns utflöde samt vid Träskoviken.

Vid varje provtagning gjordes profiler från ytan till botten där mätning skedde av pH, turbiditet, syrgashalt, syrgasmättnad, konduktivitet och salthalt. Provtagning för vattenkemi och växtplanktonbiomassa skedde från ytan och botten. Följande faktorer undersöktes från ytvattnet och bottenvattnet: totalfosfor, fosfatfosfor, totalkväve, ammoniumkväve, nitratkväve, sulfat, färgtal vid 405, 410 och 420 nm, totaljärn, löst och totalt organiskt kol och klorofyll *a*.

Vid två tillfällen, 31 augusti 2017 och 2 juli 2018, utfördes undersökning av Immelns botten med hjälp av dykare. Bottensubstrat togs upp och undersöktes mikroskopiskt med avseende på mikroalger. Sjöbotten fotograferades vid dykningarna. Dykningarna utfördes vid Träskoviken samt vid Björkhult. Vid undersökningen 2 juli 2018 utfördes undersökningar av växtplanktons biomassa vid ytan och botten vid dykplatsen. I samband med massutveckling av cyanobakterier, 15 oktober 2018 och 26 juli 2019, utfördes undersökningar av växtplanktons biomassa samt algtoxinet microcystin.



Figur 9. Provtagningsspunkter i Immeln och i sjöns norra och huvudsakliga avrinningsområde. Karta skapad i QGIS. Data har hämtats från Lantmäteriet. All data överlagrades på en karta från Google ©2007. Redigering: Martin Larsson.

Experiment med kalk i syfte att minska färgtalet i bruna vattendrag

I samband med en workshop inom det svensk-finska projektet Hola Lake i Lahti, 2017, kom vi i kontakt med forskare vid Nordkalk. De arbetade med att få fram metoder för att minska humushalten i brunt ytvatten. Efter flera inledande möten arrangerades ett gemensamt experiment 16 oktober 2018. Experimentet utfördes på vatten från ett vattendrag i Hövidstorp ([Figur 10](#)). Vid denna plats planerades en våtmark som anlades under 2019. Vattenprov uttogs från den bäck som rinner till den då planerade våtmarken samt nedströms "våtmarken". De olika behandlingarna undersöktes med avseende på färgtal och pH. Efter att ha utvärderat experimentet med vatten från Hövidstorp utfördes ett laboratorieexperiment med vatten från olika platser i Immelns avrinningsområde. Effekten av kalciumhydroxid samt kalciumkarbonat undersöktes med avseende på pH och färgtal.



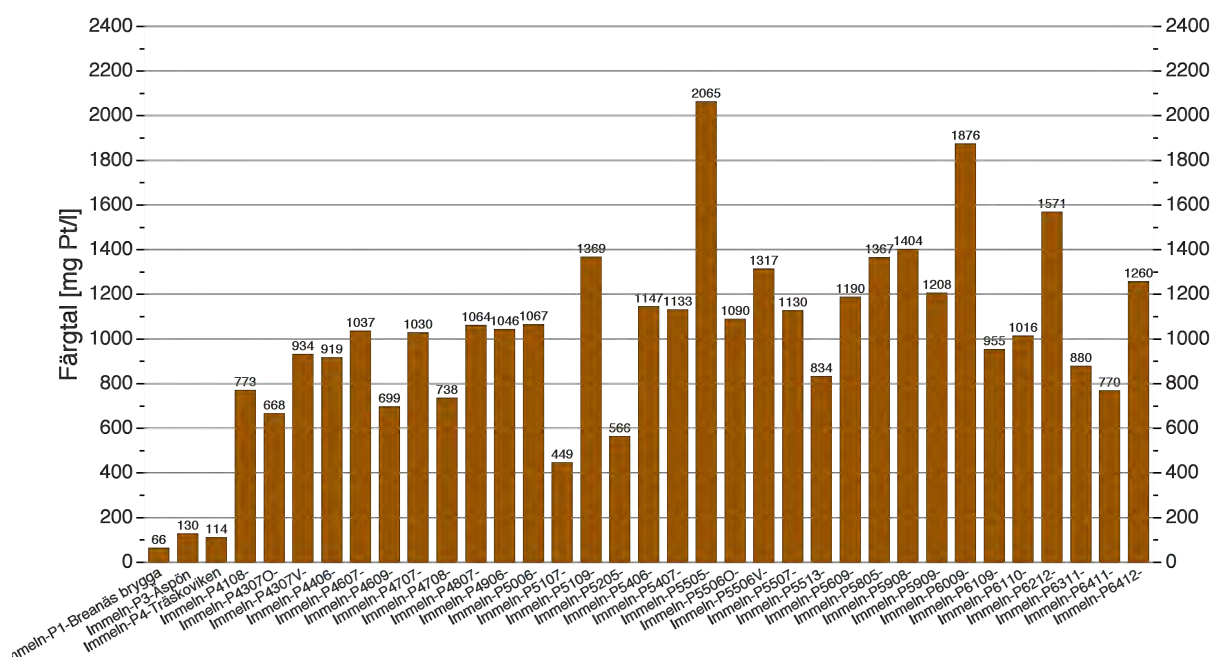
Figur 10. Möte i Hövidstorp inför experimentet med kalk i samarbete med Nordkalk. Foto: Johan Forssblad.

RESULTAT OCH DISKUSSION

Vattenkemiska undersökningar i vattendrag runt Immeln år 2017

Färgtal

Färgtalet (mätt vid 420 nm) i de 32 punkterna i Immelns avrinningsområde varierade mellan 449 och 2065 mg Pt/l (Figur 11). Platsen med det lägsta färgtalet var provtagningspunkt P5107 och är en liten bäck i närheten av Snuggetorpet utanför Lönsboda där vattnet kommer från Lönsboda reningsverk. Närmsta känd punkt är traktens enda *voulakaring*¹. Vattendraget med högst färgtal var punkt P5505, vilket är utflödet från Tyskagylet. Färgtalet i sjön låg markant lägre (Bilaga 1). Lägst färgtal, 66 mg Pt/l, uppmättes vid Breanäs brygga, både vid ytan och botten 170824 samt vid botten 171006. Högst färgtal i Immeln som vi detekterat är bottenvattnet vid Äspön där sjödjupet var 3,1 m. Vid provtagningen 170824 var färgtalet 178 mg Pt/l och 171006 var det 323 mg Pt/l. Äspön är den plats där Ekeshultsån rinner ut i sjön.



Figur 11. Färgtal i de 32 punkterna i Immelns norra avrinningsområde samt mätningar från provtagningspunkter i sjön, 2017-10-06.

Proven visade att färgtalen var extremt höga när det kom från torvmarker. Allt över 100 mg Pt/l definieras av Naturvårdsverket (Bydén med flera., 2003) som "starkt färgat vatten", "klass 5" på en skala 1–5. Dikade myrar hade genomgående högre färgtal än vatten från moränmarker. Odikade myrmarker är naturens egna reningsverk med extremt lång uppehållstid. En studie från en myr med en nedströms liggande källa visade att det tog 17 år mellan nederbörd och vattenstånd i källan som låg endast 300 meter nedströms. (muntligen prof. B. Löqvist).

Som framgår av Bilaga 1 är det en stor variation av färgtal i olika delar av sjön. På en och samma dag kan det variera från 66 (Breanäs brygga) till 323 mg Pt/l (bottenvattnet vid Äspön) vilket innebär ett nära fem gånger högre färgtal vid Äspön.

¹ Voulakaring är ett träd där allmänheten, fram till slutet av 1800-talet, karvade ut lysestickor. Varje gång en sticka hackades ut rann det till tjära.



Figur 12. Tyskagylet. Ett dike som rinner från denna mossgöl hade högst uppmätt färgtal, 2065 mg Pt/l, av samtliga vattendrag i Immeln's norra avrinningsområde. Foto: Johan Forssblad.



Figur 13. Detta är ett dike som rinner från Tyskagylet. I detta dike uppmättes det högsta färgtalet i studien, 2065 mg Pt/l. Foto: Johan Forssblad.

Vid Breanäs uppmättes nästan identiska färgtal vid provtagningen i augusti och i oktober. Även i bottenvattnet vid Träskoviken var det så gott som samma färgtal. På ytvattnet vid Träskoviken var färgtalet något högre i oktober jämfört med i augusti.

Vid Björnvik och bottenvattnet vid Äspön var det en stor skillnad mellan augusti och oktober. Björnvik hade nära tre gånger högre färgtal i oktober jämfört med i augusti. En förklaring till detta kan vara påverkan av höstregnen under september och oktober. Björnvik är en vik i norra delen av Immeln. Till denna del av sjön rinner vatten från flera dikade våtmarker.

Provtagningspunkten vid Äspön ligger på 3,1 m djup. Vattnet vid Äspön är också markant påverkat av variation i nederbörd. Bottenvattnet vid Äspön ökade från 178 till 323 mg Pt/l vilket är nära dubbelt så högt. Påverkan från Ekeshultsån som mynnar vid Äspön är tydlig.

Ytvattnet hade lägre färgtal än bottenvattnet vid båda provtagningsarna vid Äspön. I augusti var färgtalet 26 % högre i bottenvattnet jämfört med ytvattnet och i oktober var det 81 % högre vid botten jämfört med ytan.



Figur 14. En bäck i Ekeshultsåns avrinningsområde uppströms provpunkt P6009. Det mörka vattnet har sitt ursprung i Tyga myr. Foto: Johan Forssblad.

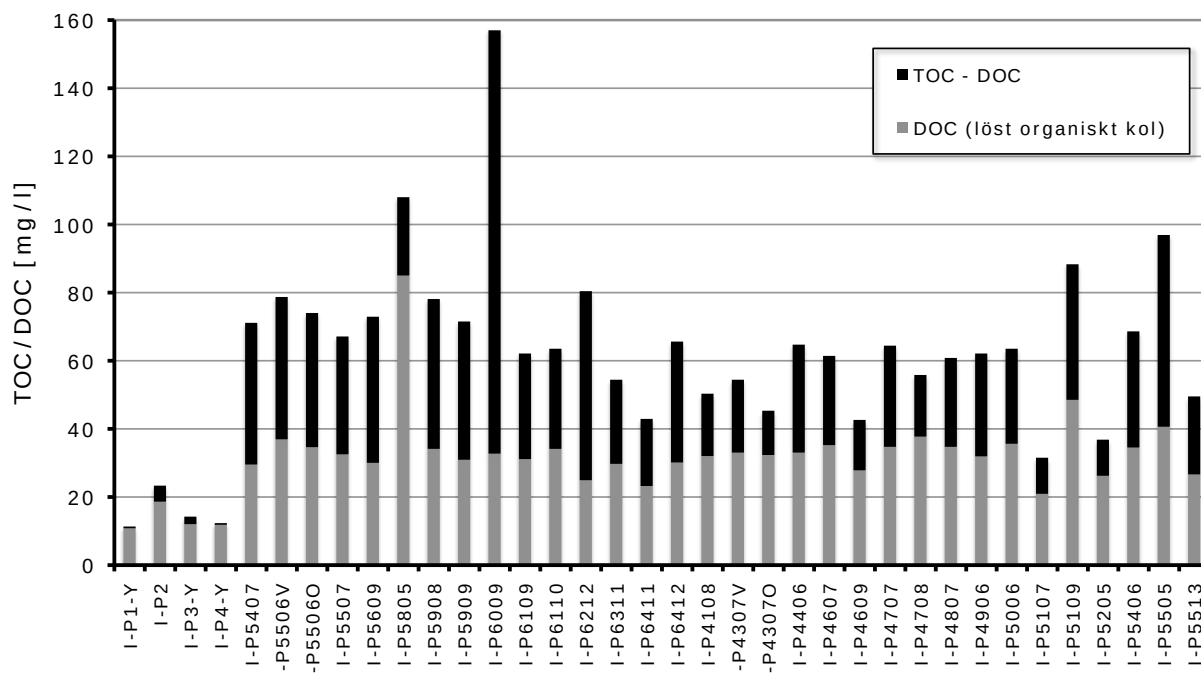
Totalt och löst organiskt kol

Totalt organiskt kol, TOC, i vattendragen varierade mellan 31,5 (5107) och 157 (P6009) mg/l (Figur 15). Platsen med lägst TOC-halt var provtagningspunkt P5107 är en liten bäck i närheten av Snuggetorpet utanför Lönsboda. Vattnet i bäcken kommer från Lönsboda reningsverk. Detta var samma plats där det lägsta färgtalet uppmättes.

Högst TOC-halt, 157 mg/l, detekterades i utflödet från Tyga myr (Figur 14). Detta otrevligt brunfärgade vatten syns tydligt vid vattenfallet i Figur 17.

I sjön var halterna av TOC markant lägre (Bilaga 1). Lägst halter förekom vid Breanäs brygga, 170824, med 10,6 och 10,5 vid ytan och botten. Vid provtagningen 171006 var halterna vid Breanäs marginellt högre; 11,3 och 11,4 mg/l. Högst TOC-halter uppmättes i bottenvattnet vid Äspön, 171006 med 27,7 mg /l. I Björnvik uppmättes, 171006, 23,3 mg/l och i bottenvattnet vid Äspön 18,0 mg/l.

Vid de flesta provtagningspunkterna i vattendragen utgjordes löst organiskt kol av hälften eller en tredjedel av det totala kolet. Lägst halt löst organiskt kol, 20,9 mg/l, uppmättes i samma punkt, I-P5107, bäcken i Snuggetorpet, där lägst halt TOC uppmättes. Högst halt av löst organiskt kol, 85 mg/l, uppmättes i punkten I-P5805, vilket är tagit efter en sedimentationsdamm vid Sejle myr (Figur 36). Ytvattnet i Immeln i oktober (Figur 15 & Bilaga 1) varierade mellan 10,9 (Breanäs brygga) och 18,6 mg/l (Björnvik). I bottenvattnet var det liten skillnad på ytan och botten vid Breanäs brygga och vid Träskoviken. Vid Äspön hade bottenvattnet (19,6 mg/l) en markant högre halt löst organiskt kol än vid ytan, 12 mg/l.

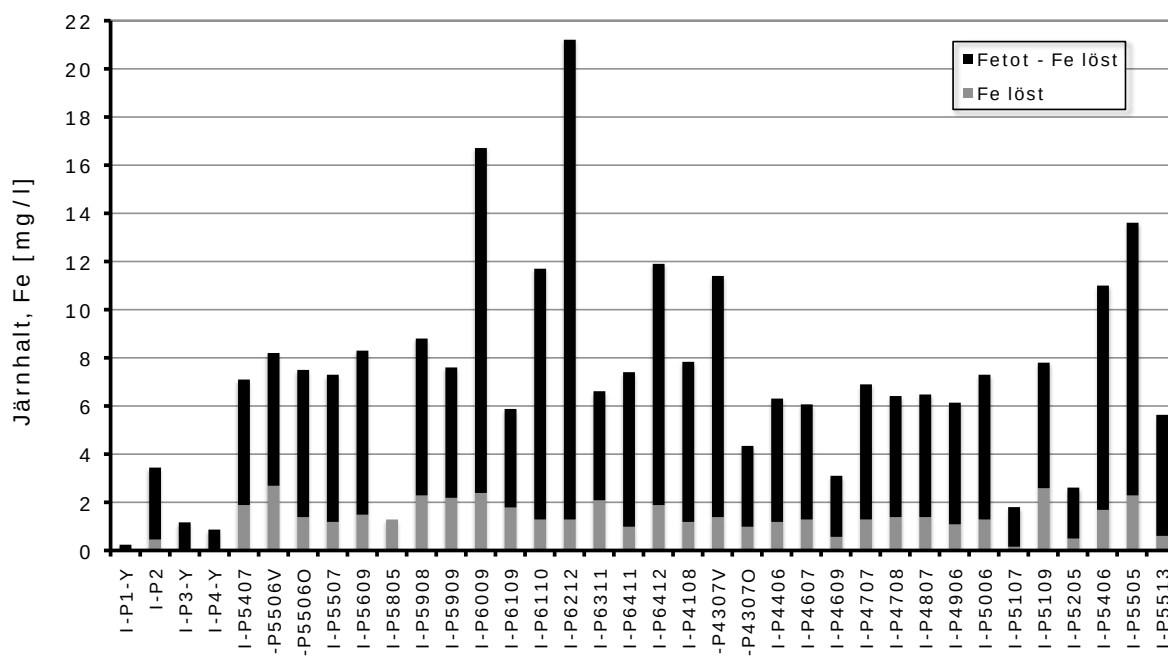


Figur 15. TOC i de 32 punkterna i Immelnns norra avrinningsområde samt mätningar från provtagningspunkter i sjön, 2017-10-06.

Totaljärn

Lägst halt av totaljärn (Figur 16) förekom i punkten P5805 med 1,14 mg/l. Denna punkt är belägen efter en sedimenteringsdamm i en torvmosse vid Kärraboda (Figur 36). Högst halt, 21,12 mg/l, uppmättes i ett dike (Figur 20) i Låkhult (P6212) där vattnet kommer från en onamnad myr.

Lägst järnhalter i Immeln (Figur 16 & Bilaga 1) uppmättes vid båda provtagningsomgångarna vid Breanäs brygga. Vattnet vid ytan och botten, 170824 och 171006, hade halter som 0,29; 0,39; 0,25 och 0,37 mg/l. Högst järnhalt uppmättes vid Björnvik 171006 med 3,34 mg/l och därefter i bottenvattnet vid Äspön med 2,85 mg/l, 171006. En del av järnet bestod av löst järn. I samtliga vattenprov från de 32 punkterna i avrinningsområdet detekterades löst järn. I Immeln varierade halterna av löst järn markant. Lägst halt uppmättes i bottenvattnet vid Breanäs brygga i oktober (0,013 mg/l) och högst vid Björnvik i oktober (Figur 16 & Bilaga 1).



Figur 16. Totaljärn (stapelns topp) samt delen av löst järn i de 32 punkterna i Immelnns norra avrinningsområde samt mätningar från provtagningspunkter i sjön, 2017-10-06.

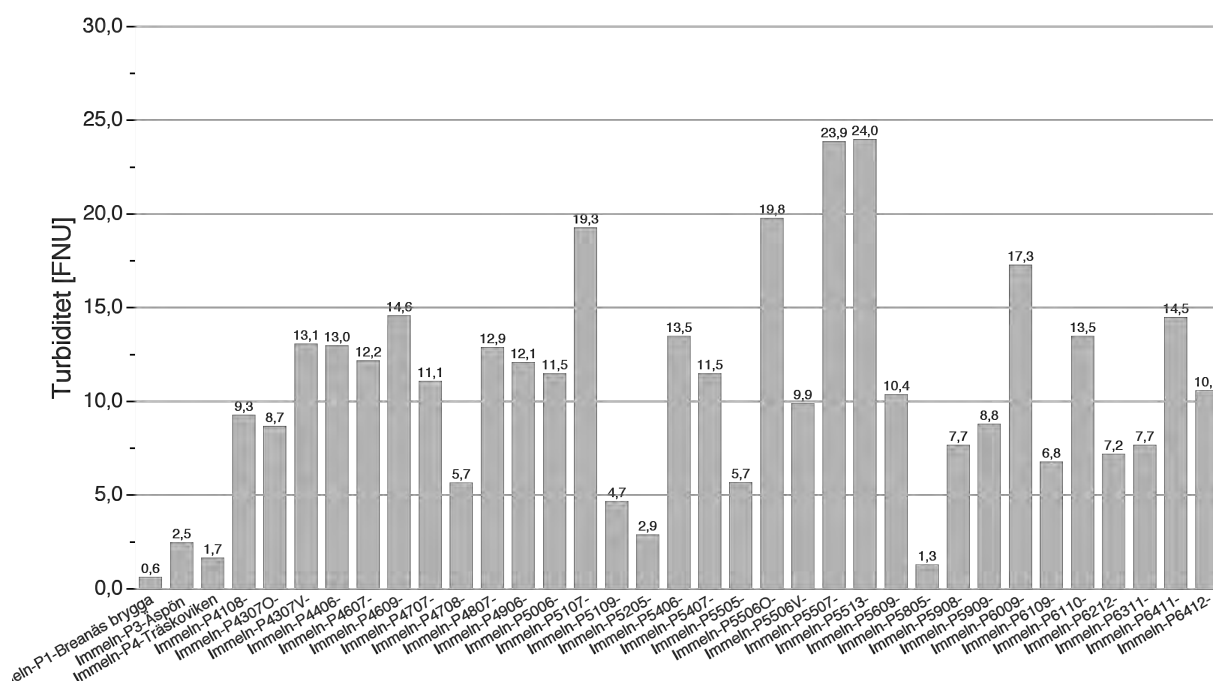


Figur 17. Ett vattenfall vid Kvarnatorp med starkt färgat och järnrikt vatten som kommer från Tyga myr. I detta vatten, provtagningspunkt P6009, uppmättes den högsta TOC-halten, 157 mg/l, av samtliga undersökta vattendrag i Immelnns norra avrinningsområde. Foto: Johan Forssblad.

Turbiditet

Turbiditet är ett mått på hur grumligt vattnet är. Lägst turbiditet, 1,3 FNU, uppmättes i provtagningspunkten P5805, en sedimentationsdamm i en torvmosse vid Sejle myr, Kärraboda (Figur 18 & Figur 36). Högst turbiditet, 24,0 FNU, fanns i provtagningspunkt P5513, Åbroån i Tosthult. Turbiditeten i Immeln var låg och varierade mellan 0,6 och 2,5 FNU.

Vatten med en turbiditet mellan 0,5 och 1,0 klassas som "svagt grumlat vatten"; mellan 1,0 och 2,5 som "måttligt grumlat vatten"; mellan 2,5 och 7 FNU som "betydligt grumlat vatten" och över 7 som "starkt grumlat vatten" (Bydén med flera., 2003).



Figur 18. Turbiditet i de 32 punkterna i Immelnns norra avrinningsområde samt mätningar från provtagningspunkter i sjön, 2017-10-06.

Syrgashalt

Vattendraget med högst färgtal, punkt P5505 (utflödet från Tyskagylet), hade lägst syrgashalt; 3,58 mg/l. Högst syrgashalt uppmättes i P4607, Ekeshultsåns huvudfåra vid Hallabro, med 9,24 mg/l.

Lägst uppmätt syrgashalt i Immeln var 2,36 mg/l i bottenvattnet vid Äspön, 170824 (Bilaga 1). Vid botten vid Träskoviken, på 12,3 m djup, var syrgashalten endast 4,52 mg/l vid mätningen 171006.

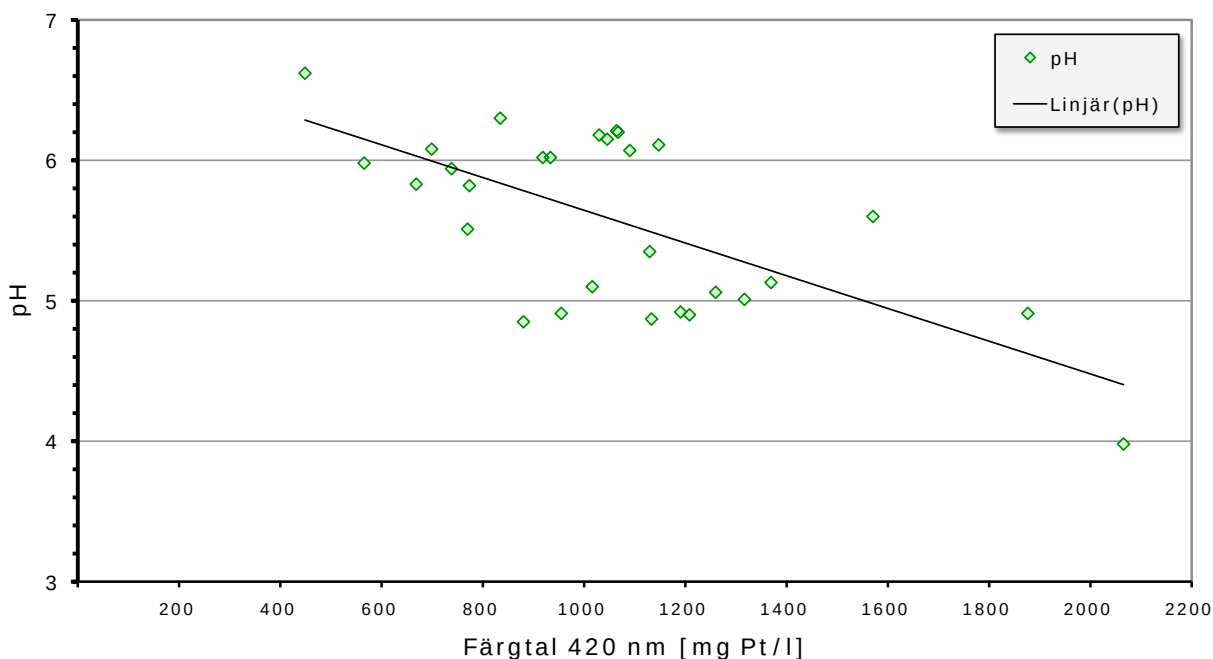
pH

pH i vattendragen låg mellan 3,89 och 6,62. pH-värdet på 3,89 uppmättes i en sedimentationsdamm i en torvmosse vid Sejle myr, Kärraboda (P5805). Högst pH (6,62) uppmättes i en liten bäck i närheten av Snuggetorpet utanför Lönsboda där vattnet kommer från Lönsboda avloppsreningsverk. I samma punkt uppmättes lägst färgtal av alla punkterna i vattendragen.

De mörkaste tillflödena har lägst pH!

Vår undersökning av de 32 undersökta vattendragen i Ekeshultsåns avrinningsområde visade på ett samband mellan pH och färgtal. Ju lägre pH, desto högre färgtal (Figur 19). Plotten visar bland annat att alla vatten med färgtal överstigande 1200 mg Pt/l hade pH lägre än 6.

En förklaring som en del brunifieringsforskare har föreslagit som orsak till den ökade brunfärgningen av ytvatten är minskat svavelnedfall vilket skulle leda till ökat pH i marker och vatten. Som våra resultat visar är det inte troligt att den förklaringen gäller för Immeln's avrinningsområde.



Figur 19. Sambandet mellan pH och färgtal i rinnande vattendrag i norra delen av Immeln's avrinningsområde. Ett samband som antyder att de mörkaste vattnen har de lägsta pH-värdena och vice versa.

Hur förklaras att de mörkaste vattnen hade lägst pH?

Höga halter organiska ämnen i samtliga vattendrag

De extremt höga färgtalen i Ekeshultsåns avrinningsområde reflekterar mycket höga halter av organiskt material. I de 32 undersökta vattendragen låg halten av totalt organiskt kol, TOC, mellan 18,7 och 154 mg/l. Halter av TOC högre än 16 mg/l klassas som mycket höga koncentrationer (Bydén med flera., 2003).

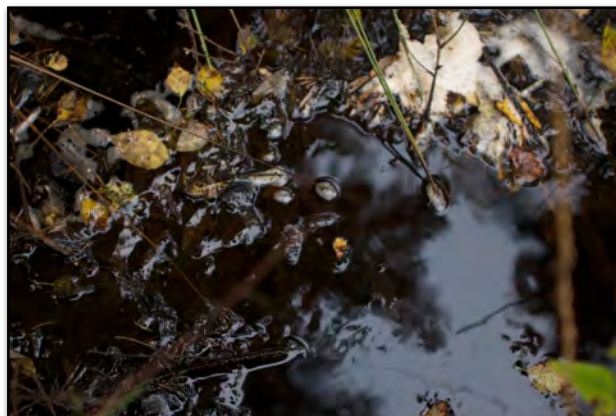
Humusämnen utgörs till stor del av fulvonsyror

Organiska ämnen kan bestå av humusämnen eller av icke-humusämnen. De ämnen som inte är humusämnen utgörs av kolhydrater, proteiner, hartser, pigment och andra lågmolekylära ämnen (Pierrou, 1977). Humusämnen är ofullständigt nedbrutna växtdelar och består av kvävehaltiga organiska makromolekyler såsom lågmolekylära dikarboxysyror, kvävepolymerer och klorofyllrester.

Humus utgörs till 45–85 % av fulvonsyror, små molekyler med en molekylvikt under 700 u (Prakash & MacGregor, 1983). 60–80 % av det lösta organiska materialet i naturvatten består av humusämnen, framför allt stabila polymerer, som fulvonsyror. En avsevärd andel består av polyfenoler (Larsson, 1978; Olsson & Näslund, 1985). De flesta humusämnen är svaga organiska syror vilket medför att bruna vattendrag är svagt sura naturligt.

Figur 20. Extremt mörkt vatten i provpunkt P6212 från en bäck i Immelns avrinningsområde vars vatten kommer från en onamnad myr i Låkhult.

Foto: Johan Forssblad.



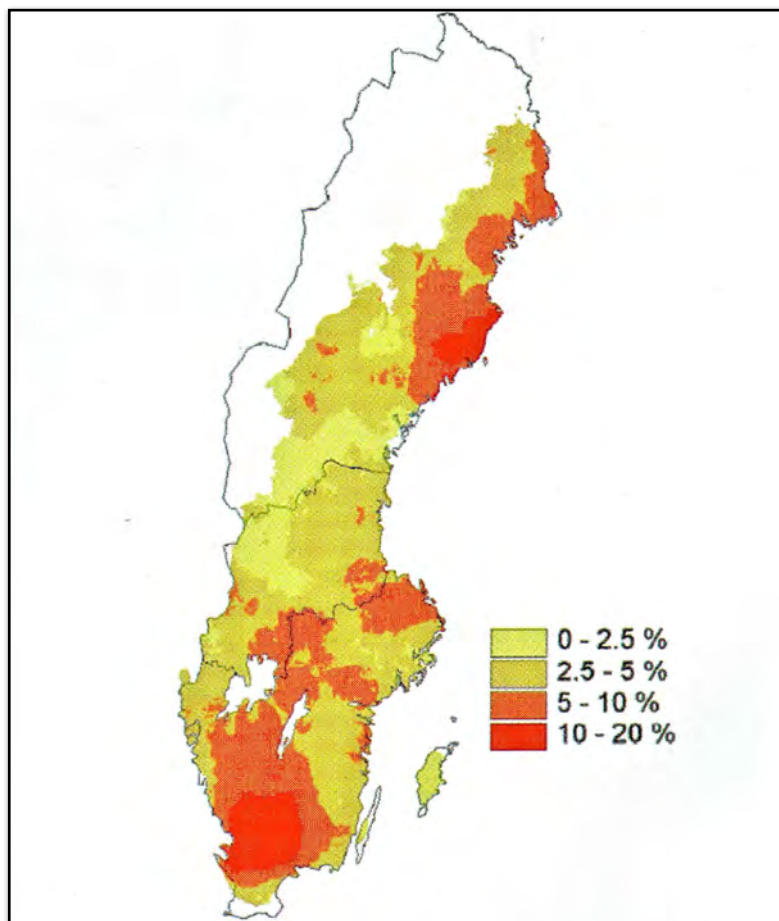
Organiskt kol bidrar med vätejoner

I ett brunt och humusrikt naturvatten finns det överskott på positivt laddade joner men en brist på negativt laddade joner, anjoner. En beräkning av Henriksen & Seip (1980) har visat att det organiska kolet bidrar med 5,5 mikroekvivalenter protoner (vätejoner) per mg kol. Bristen på anjoner har visats vara korrelerad med halten löst organiskt kol samt vattnets färg. Ju större brist på negativt laddade joner, desto lägre pH (Gorham med flera., 1985).

Figur 21. Andel dikad skogsmark på torv av total skogsmarksareal.

Inget annat område i Sverige har så stor andel dikad skogsmark som området omkring Bolmen, Möckeln och Immeln.

(Karta från "Skogsklädda torvtäckta marker" med benäget tillstånd från Mistra (LUSTRA)).



Marken runt Ekeshultsån tillför humus

Tillförseln av humus till vattendragen beror på processer i den omgivande marken. Färgtalet har kopplats till det omgivande landskapets vegetationstyp och topografi (Loucks & Glass, 1985).

Ekeshultsåns avrinningsområde domineras av *Sphagnum* (vitmossa) mossmarker samt av skog planterad på torrlagd mossmark. Som framgår av Figur 21 har området runt Ekeshultsåns

avrinningsområde den högsta andelen dikad skogsmark på torv av total skogsmarksareal i Sverige jämte regionen runt Bolmen och Möckeln samt runt Umeå.

Vitmossa frigör vätejoner

Torvmossar där *Sphagnum* dominerar har vanligtvis pH-värden mellan 3,2 och 4 (Figur 22) (Clymo, 1984). Detta beror på att vattendrag med ymnig förekomst av *Sphagnum* blir sura på grund av katjonutbyte (Anschutz & Gessner, 1954). *Sphagnum* tar selektivt upp positivt laddade joner men frigör istället protoner, positivt laddade vätejoner, så att det omgivande vattnet försuras (Clymo, 1984; Brakke med flera., 1987). Detta utbyte sker på polymerer av uronsyror i vitmossans cellvägg. Dessa polymerer utgör mellan 10 och 30 % av mossans torrsvikt (Theander, 1954). Mossar är ombrotrofa, det vill säga bevattnas enbart av nederbörd. Detta medför att de både är fattiga på mineraler och har bristande förmåga att neutralisera sura ämnen som finns i torven.

Figur 22. pH-mätaren visar 3,97 vid en mätning i en mosse vid Luhr med förekomst av vitmossa.

Koncentrationen av vätejoner är således över 1000 gånger högre än i ett neutralt vatten med pH 7! Foto: Johan Forssblad.



Fenoler och syrebrist hämmar nedbrytning i *Sphagnum* mossar

Löst organiskt material från torv innehåller en stor mängd fenoler. Fenoler, inklusive fenolsyror, är sekundära metaboliter från växter och svampar. Dessa fenoler innehåller en aromatisk ring på vilken det finns en eller flera hydroxyl (OH)-grupper. Strukturerna kan variera från en enkel fenolmolekyl till komplex av fenol-polymerer. Innehållet av humus i *Sphagnum* mossar är högt eftersom nedbrytningshastigheten är låg i dessa ekosystem på grund av syrebrist och en hög halt av fenoler (Freeman med flera., 2001).

Nedbrytning av humus i ytvatten förbrukar syre och sänker pH

Det är allmänt känt att ombrotrofa mosslager är en mycket viktig källa till organiska ämnen (humussyror och fulvonsyror) som färgar rinnande vatten (Aitkenhead med flera., 1999; Elder med flera., 2000; Hope med flera., 2001). När humusämnen förs ut i syresatta vattendrag och bryts ner produceras koldioxid (Davison, 1987) vilket ytterligare sänker pH samtidigt som syre förbrukas (Wetzel, 1975).

En ökning av färgtalet betyder en ökad permanganatförbrukning vilket innebär att färgtalet kan ses som ett approximativt mått på syretäringen i vattnet (Hutchinson, 1957). Hutchinson har sammanställt data som visar att en ökning av färgtalet från 0 till 100 mg Pt/l motsvarar en ökning av syrekonsumtion (= permanganatförbrukat syre) av 30 till 60 mg/l.

Lägst syrgashalt i de 32 punkterna som vi undersökte i Immelns norra avrinningsområde var 3,58 mg/l. Samma punkt hade också det högst uppmätta färgtalet, 2065 mg Pt/l, samt ett extremt lågt pH; 3,98 samt en TOC-halt på 96,9 mg/l. Provpunkten var en bäck (Figur 13) som dränerar Tyskagylet (Figur 12).

Figur 23. Denna bruna å är Ekeshultsåns huvudfåra och är belägen nedströms Lönsboda avloppsreningsverk. Provtagningspunkt P5513. Foto: Johan Forssblad.



Därför är järn kopplat till humus i vatten från *Sphagnum* mossar!

Sphagnum mossmarker utgör en mycket viktig källa av organiskt bundet järn till bäckar och åar (Pan med flera., 2011). Detta beror på att det bildas järn-chelrande¹ humus- och fulvonsyror under ackumulering och diagenetisk² förändring av komponenter av fenol i vattenbegjutna torvlager (Zaccone med flera., 2008; Moore med flera., 2013).

När vatten perkolerar genom torvlager i en *Sphagnum* mosse vittrar underliggande mineraler och oorganiska och organiska kolloidala former av järn bildas, vilka är stabila och därmed rörliga i sötvatten. Dessa fraktioner av järn betecknas ofta som "lösliga" och är mindre än 0,22 µm (Hassellöv & von der Kammer, 2009).

Troligtvis beror vittringen av järn på syrebristen i mossen samt på det låga pH som vatten får på grund av den naturligt försurande vitmossan. Om ett regnvatten med pH 5,6 rinner över vitmossa, torkad eller levande, får vattnet ett mycket lägre pH: 3,0–3,2 (Clymo, 1984)!

Vissa fenol-grupper hindrar tvåvärt järn att oxidera

När denna studie av Immeln startade år 2017 fanns det inte tillräckligt med vetenskaplig forskning som kunde förklara varför det var så trögt för järn-humus-komplexen att sedimentera i ytvatten. Under 2018 publicerades dock en kinesisk studie som bidrog till att kasta ljus över problemet.

Den kinesiska studien (Wan med flera., 2018) visade att järn kunde hållas i lösning i vatten på grund av vissa typer av fenol-föreningar i humus. Det var framför allt fenoler på vars molekyl det förekommer grupper av catechol, 1,2 dihydroxybensen $C_6H_4(OH)_2$, och galloyl. Fenoler med dessa grupper bildar komplex med järn vilket medför att tvåvärt järn (Fe^{2+}) hindras att oxideras till trevärt järn. Detta innebär att järnet hindras från att sedimentera och vattendragen blir fortsatt bruna. Järn i humusrikt vatten kan alltså oxideras i olika hög grad beroende på sammansättningen av grupper på fenoler i humus!

Fenol i humus kan omvandla sedimenterat järn till löst järn

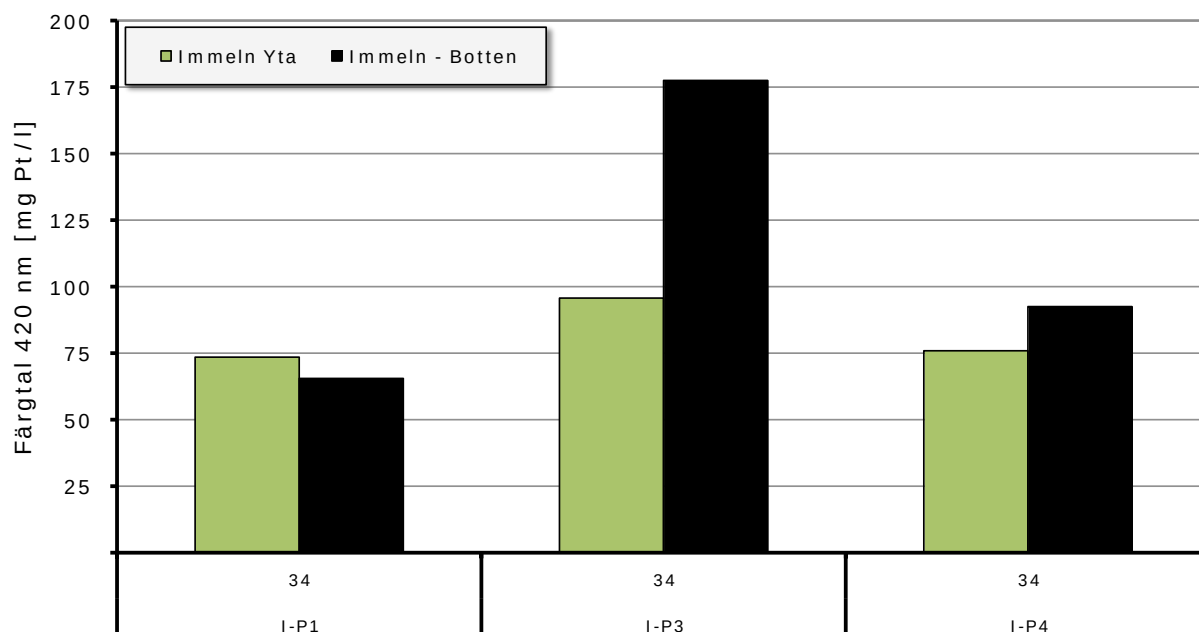
En del fenoliska ämnen i humus har dessutom förmåga att reducera trevärt järn till tvåvärt järn (Wan med flera., 2018). Komplexen som bildas mellan fenolerna och det tvåvärda järnet minskar alltså möjligheterna för det lösta järnet att oxideras samtidigt som fenolerna kan oxidera trevärt järn till tvåvärt. Ett trevärt järn (Fe^{3+}) kan fällas och sedimentera medan tvåvärt järn hålls kvar i lösning i vattnet. Dessa mekanismer har en stor betydelse för transporten av järn från torvmarker till sjöar och hav (Figur 24).



Figur 24. Mörkt och humusrikt vatten i ett dike i norra delen av Immelns avrinningsområde. Provtagningspunkt P6411. Foto: Johan Forssblad.

1 Chelrande ämnen definieras som kemiska komponenter som reagerar med metalljoner för att forma ett stabilt, vatten-lösligt komplex. Chelrande ämnen har ett ringliknande centrum som formar minst två bindningar med metalljonerna.

2 Diagenetisk förändring innebär fysisk eller kemisk förändring i sediment orsakad av ökande temperatur och tryck.



Figur 25. Färgtal vid ytan och botten vid I-P1, Breanäs brygga, I-P3, Äspön och I-P4, Träskoviken, vecka 34, 2017.

Brunfärgningen varierar under året

Humusämnen i ytvatten varierar under året. Om de ökar eller minskar i sjön varierar mellan olika sjöar. Efter vårfloden kan humushalten öka i en klar sjö medan en brun sjö kan få minskade humushalter. Små, klara sjöar kan få ökade humushalter efter sommarregn. Efter höstregnen, när grundvattenmagasinen är fyllda, och växtlighetens upptag av vatten minskat, ökar färgtalen i rinnande vatten. Under vintern och sommaren brukar bottenvattnet i sjöar ha högre färgtal än ytvattnet. På grund av den högre humushalten i bottenvattnet kan färgtalet öka i en sjös ytvatten under vår- och höstcirkulationen när sjövattnet blandas om (Eloranta, 1973).

Utlöppsvattnet från en sjö är generellt klarare än tillöppsvatten (Pierrou, 1977). Så var också fallet i de undersökningar som gjordes av Immeln's avrinningsområde inom detta projekt (Figur 26).



Figur 26. Flaskorna 6, 8 och 11 innehåller vatten från myrar.

Flaskorna 5, 7, och 10 är tagna i utloppen av olika sjöar i Immeln's avrinningsområde.

Flaska nummer 3 är från inloppet, nummer 2 är från det öppna vattnet och nummer 1 är från utloppet av sjön Immeln.

Foto: Agne Andersson.

UV-ljus kan bryta ner järn-humus komplex

I denna studie av Immeln var generellt färgtalet, under sommaren, högre i bottenvattnet än i den översta, ljusbelysta, ytzone. Detta kan förklaras genom fotokemiska processer. Lösta humuskomplex i sjöar kan omvandlas vid exponering av ultraviolett ljus genom att det annars så svårnedbrytbara organiska kolet lättare blir biotillgängligt för akvatiska mikroorganismer (Opsahl & Zepp, 2001; Lalonde med flera., 2014; Fichor & Benner., 2014). UV-strålningen är som starkast under sommarhalvåret.

Fenoler från mossar påverkar även basiskt och salt vatten

Fenoler från mossmark har visats kunna öka järnets löslighet även i basiskt och salt vatten, genom att bilda järn-fenol komplex. Hittills har bara en begränsad forskning utförts för att studera dessa



komplex med avseende på stabilitet i ljus, vilka verkar ha en avgörande roll för att förklara variation i färgtal i ytvatten som är påverkade av mossmarker (Wang med flera., 2018). Studier har utförts i Jinchuan torvmosse, Jilin provinsen, nordöstra Kina. Jinchuan mosse är svagt sur med en genomsnittligt pH på 5,47, i likhet med de flesta torvmossar i världen (Sjörs & Gunnarsson, 2002).

Figur 27. Ekeshultsån i Duvhult. Provtagningspunkt P5609. Här var färgtalet 1190 mg Pt/l vid 420 nm. Foto: Johan Forssblad.

Vad händer när de lösta järn-fenol komplexen hamnar i hav med salt eller bräckt vatten ?

Det har tidigare ansetts att järntillförseln från land till hav är försumbar (Krachler med flera., 2016). Nyligen utförda undersökningar har dock visat att floder kan tillföra relativt stora mängder löst järn till hav som i Yukon regionen (Nishimura med flera., 2012), Arktiska oceanen (Klunder med flera., 2012) Vita havet (Pokrovsky med flera., 2014), Irländska sjön (Laglera & van der Berg, 2009) och Östersjön (Gelting med flera., 2010).

Det finns en begränsad kunskap om vilka processer som tar vid då järnkollodierna når havet. I estuarier¹ försvinner det mesta av järnkolloiderna från vattenmassan genom koagulerings- och fällningsprocesser (Sholkowitz med flera., 1978; Dai & Martin, 1995). Endast en mindre del av dessa är järnkolloider som kan anses vara lösta på riktigt (runt 1–3 kDa). De transporteras längre ut i havet vilket innebär en järntillförsel från land till havet (Rose & Waite, 2003; Powell & Wilson-Finelli, 2003; Stople & Hasselöv, 2007; Batchelli med flera., 2010; Stolpe med flera., 2010; Kracheler med flera., 2015).

Undersökning av växtplankton och bottenlevande alger i Immeln

Under projektets gång har växtplankton undersökts i Immeln vid fem tillfällen; 170824, 171006, 180702, 181015 och 190727. Resultaten finns i [Bilagorna 2–5](#).

Stor variation i artsammansättning vid olika platser

Det förekom en stor variation både i total växtplanktonbiomassa och i artsammansättning. Vid samtliga provtagningar registrerades förekomst av cyanobakterier. Skillnaden var markant vid provtagningen 190726. Vid Järvsövik förekom en kraftig blomning av cyanobakterier med en mycket hög biomassa, 23,342 mg/l, som dominerades av den potentiellt toxiska *Microcystis botrys*. Den höga biomassan vid Järvsövik kan bero på att alger blåst ihop på grund av västliga vindar. Samma dag registrerades fyra olika cyanobakterier med en total biomassa av 1,22 mg/l vid botten av en djuphåla på 10,6 m mellan Långön och Lissudden.

¹ Mynningsvik där sötvatten blandas med saltvatten.

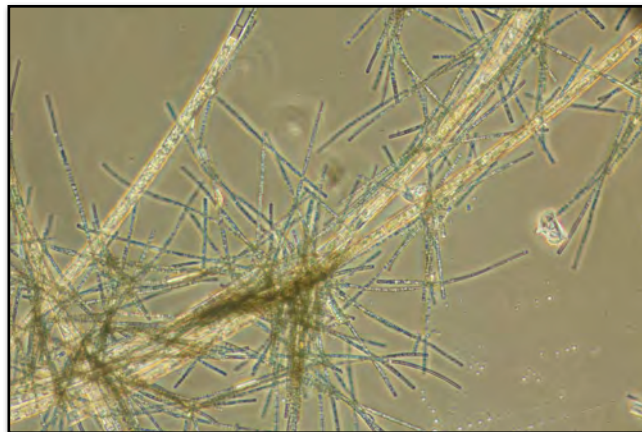
Cyanobakterien *Aphanizomenon yezoense* är förekommande

Skillnaden i artsammansättning mellan olika platser i sjön var speciellt uttalad vid provtagningen 24 augusti 2017 där växtplankton togs på sju olika punkter i sjön. I ytvattnet vid Äspön förekomst flest arter av cyanobakterier: *Aphanizomenon yezoense*, *Planktothrix agardhii* och *Woronichinia naegeliana* med en biomassa av 0,391 mg/l. Vid Träskoviken registrerades inga cyanobakterier men vid Björnvik uppmättes 0,2 mg *Aphanizomenon yezoense*/l och vid Breanäs bottenvatten 0,045 mg *Woronichinia naegeliana*/l.

Vid provtagningen 6 oktober 2017 förekom dock cyanobakterien *Aphanizomenon yezoense* (Figur 28) samt kiselalger vid samtliga provtagningsplatser.

2 juli 2018 undersöktes växtplankton vid Björkhult samt sydväst om Vejlön. Vid samtliga provpunkter, både vid ytan och botten, förekom cyanobakterien *Aphanizomenon yezoense*.

Figur 28. *Aphanizomenon yezoense* (smala) samt kiselalg av släktet *Aulacoseira* (breda) i planktonprov från Immeln, 2017-08-24.



Undersökning av bottenlevande alger

Vid två tillfällen, 28 juni och 31 augusti 2017, undersöktes alger på botten vid Träskoviken samt vid Björkhult.

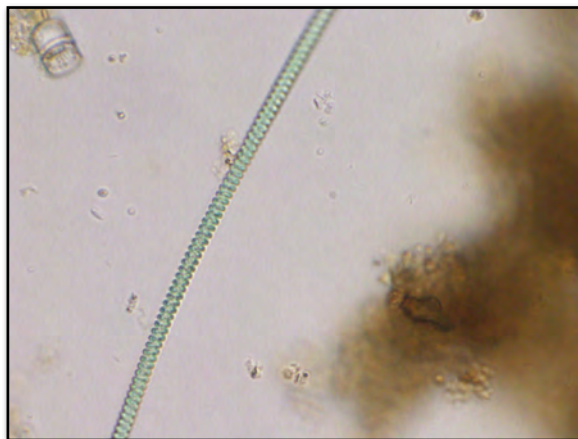
Träskoviken

Bottenprov på 9 m djup, 170831

Detta bottenprov togs under språngskiktet. Cyanobakterien *Merismopedia marssonii* förekom. I övrigt noterades tomma skal av kiselalger och enstaka tallpollen.

Bottenprov på 4 m djup, 170831

Sedimentet var täckt med en grön algpåväxt. Påväxten dominerades av cyanobakterierna *Planktothrix agardhii* och *Spirulina* cf. *subsalsa* (Figur 29). I övrigt förekom kiselalgerna *Aulacoseira granulata* (Figur 30) och *Fragilaria* sp. (Figur 31) samt grönalgen *Closterium* sp.



Figur 29. Cyanobakterien *Spirulina* cf. *subsalsa*. Foto: Johan Forssblad.

Björkhult

Ytvattenprov på 0,7 m djup, 170628

Detta prov togs på ytvatten nära stranden. Enbart kiselalger av släktet *Aulacoseira* och tallpollen noterades.

Figur 30. Kiselalg av släktet *Aulacoseira*. Foto: Gertrud Cronberg.



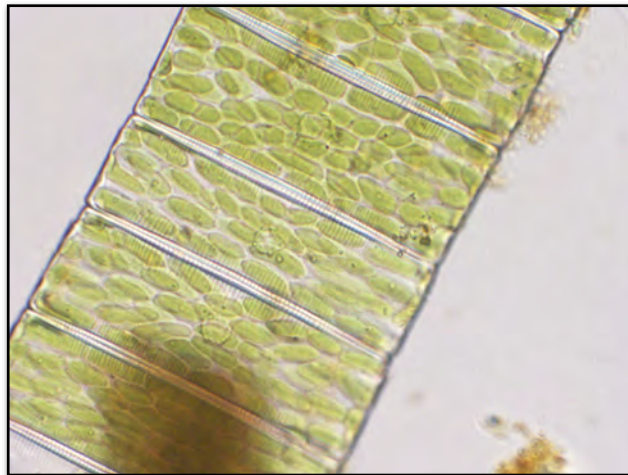
Ytvattenprov på 2 m djup, 170628

Detta prov togs cirka 100 m från stranden. Cyanobakterien *Oscillatoria limosa* (Figur 32) dominerade i provet.

Bottenprov på 1,4 m djup, 170628

Provet togs intill piren, cirka 30 m från stranden. Det fanns mycket få växtplankton i provet, endast enstaka kolonier av grönalgen *Scenedesmus* sp. samt tomma skal av kiselalger.

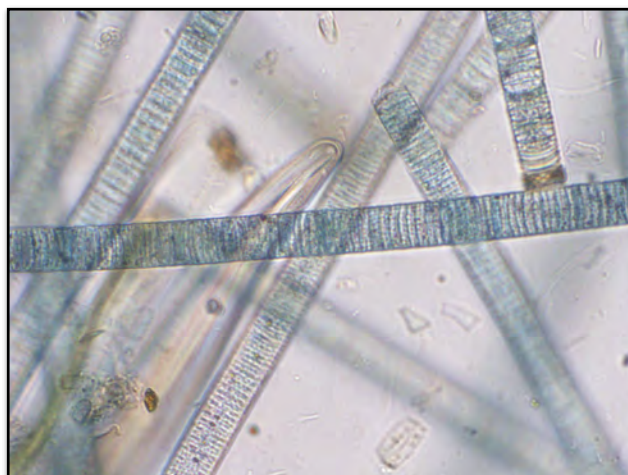
Figur 31. Kiselalg av släktet *Fragilaria*. Foto: Gertrud Cronberg.



Bottenprov på 2 m djup, 170628

Provet togs 100 m från stranden och algerna dominerades av cyanobakterien *Oscillatoria limosa* (Figur 32). I övrigt noterades tomma skal av kiselalger.

Figur 32. Cyanobakterien *Oscillatoria limosa*. Foto: Gertrud Cronberg.



Bottenprov på 1,5 m djup, 170831

Bottenprovet på 1,5 m djup togs cirka 30 m utanför piren. Algmattan (Figur 33) bestod av cyanobakterien *Oscillatoria limosa*, kiselalger av släktet *Aulacoseira* och *Fragilaria* samt taggar från *Spongilla*.

Bottenprov på 12 m, 170831

Här förekom kiselalger av släktet *Aulacoseira*. Vissa individer var levande men i övrigt förekom mest tomma kiselalgschal av släktena *Aulacoseira* och *Fragilaria*. Vidare noterades taggar av sötvattensvampen *Spongilla* och enstaka tallpollen.

Figur 33. Botten vid Björkhult som undersöktes av dykare, 31 aug 2017. Foto: Patrik Svensson.



Undersökning av algtoxinet microcystin

Under projektperioden förekom massutveckling av cyanobakterier vid två tillfällen. Den 15 oktober 2018 samt 26 juli 2019. Vid båda tillfällena skedde blomningarna vid Järvsövik.

I algprovet från 2018 uppmättes 115 µg microcystin/l och i det från 2019 150 µg/l. Båda proven visar på jämförelsevis höga halter men inte så högt som det prov som togs vid Björnvik 18 november 2012 då 1,1 mg microcystin/l uppmättes. I samband med algbloomingar i Immeln i november 2012 blev tre hundar sjuka efter att ha druckit av sjövattnet. De blev svårt förgiftade men överlevde.

Alggifet microcystin är ett gift som angriper levern, liknande giftet i lömsk flugsvamp. Halten av microcystin kan variera starkt och det går inte att gissa sig till hur höga gifthalterna är. Microcystinhalterna i vatten med algbloomingar kan variera från knappt detekterbara halter (omkring 0,1 µg/l) och upp till 1,8 mg/l. Medianvärdet var 2 µg/l (Butler med flera., 2009).

Det vattenprov som togs i Immeln 18 november 2012 var 550 gånger högre halt än medianvärdet från sjöar med algblooming. Toxiciteten (LD₅₀) för möss och råttor har funnits variera mellan 36 och 122 µg/kg kroppsvikt (vid injektion i bukhålan). Det betyder att en hund skulle kunna dö av att dricka 0,3–1,0 liter av det algbloomingande vattnet från Immeln i november 2012.

Microcystinhalterna i algvattnet från Järvsövik från 15 oktober 2018 respektive 26 juli 2019 var 58 och 75 gånger högre än medianvärdet.

Givetvis varierar algbiomassan och toxiciteten på olika platser i sjön. Vid stark vind kan algerna fördela sig relativt jämnt i vattenmassan. Vid obetydlig vind kan algerna stiga till ytan och samlas i ett yttäckande lager. Svag vind kan sedan ansamla dem i en vik i vindriktningen. Där kan algcellerna koncentreras och vattnet bli giftigare.

En kvävefixerande cyanobakterie med en koppling till humus

Cyanobakterier som massutvecklas är ett fenomen som observerats i Immeln sedan 2009. Den cyanobakterie som var mest utbredd vid undersökningarna i detta projekt var *Aphanizomenon yezoense* (Figur 28).

Denna art är inte vanligt förekommande och det finns inte mycket kunskap om den. *Aphanizomenon yezoense* beskrevs först 1991 av den japanske algologen Watanabe (1991). I algglitteraturen anses den förekomma i dammar och sjöar som är humösa och måttligt näringsrika eller näringsrika (Cronberg & Annadotter, 2006).

Den orsakar vattenblomning i måttligt näringsrika sjöar, oftast i stora sjöar. Den har rapporterats i sjöar från hela norra tempererade zonen av Eurasia (som till exempel i Grekland, Spanien, Polen, Tjeckien och Japan). Den har orsakat vattenblomning i finska sjön Pyhäjärvi och massutvecklats i de två skånska sjöarna Luhrsjön och Finjasjön.

Eftersom *Aphanizomenon yezoense* är så sparsamt förekommande finns det ingen omfattande beskrivning över algens ekologi.

Viktig känd information om cyanobakterien är dock att den kan fixera kväve och har rapporterats ha en koppling till humösa sjöar. Våra tidigare iakttagelser är även, baserat på observationer från Luhrsjön, att den kan massutvecklas sent på hösten.

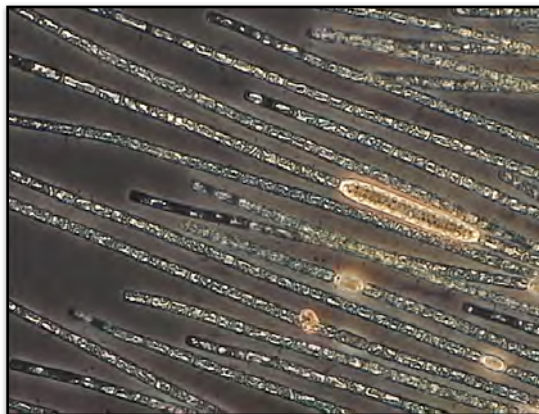
Hur kan humus gynna utvecklingen av *Aphanizomenon yezoense* i Immeln?

Kvävefixerande cyanobakterier konkurrenskraftiga vid kvävebrist

Cyanobakterier kan tillgodogöra sig kväve som nitrit, nitrat, ammonium och urea. En del arter kan även omvandla atmosfäriskt kväve till till en biologiskt tillgänglig form av kväve.

Kvävefixeringen sker inne i en speciell cell som kallas heterocyt (Figur 34). Heterocyten tjocka väggar skyddar det känsliga enzymkomplexet, nitrogenas, som är avgörande för kvävefixering. Nitrogenas inaktiveras av syre (Wolk med flera., 1994).

De arter som kan fixera kväve blir konkurrenskraftiga när det är brist på oorganiskt kväve. De vanligaste arterna i sötvatten som kan fixera kväve är de heterocyt-bärande, trådformiga släktena *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum* och *Gloeotrichia*. I brackvatten, som Östersjön, förekommer den kvävefixerande *Nodularia spumigena*.



Figur 34. *Aphanizomenon yezoense*. De små ljusa cellerna är heterocyter, där kvävefixeringen sker. Den stora, avlånga och ljusa cellen är en spor som gör att cyanobakterien kan övervintra på sjöbotten. Foto: Gertrud Cronberg.

Kvävefixerande cyanobakterier behöver järn

Kvävefixerande cyanobakterier har ett starkt behov av järn (Raven, 1988). Blomningar av cyanobakterier i Östersjön kan periodvis bli begränsade av järn (Stal med flera., 1999) men på grund av intensivt skogsbruk runt Östersjön tillförs järn som är bundet till löst organiskt material (Stolte med flera., 2006).

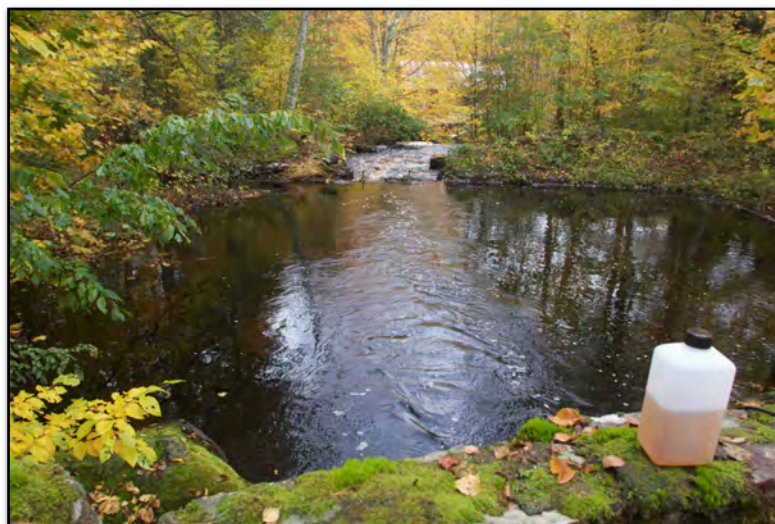
En svensk forskargrupp; Per Hyenstrand med flera., (2000) utförde experiment i svenska sjön Erken. De fann att kvävefixerande cyanobakterier ökade signifikant vid järntillsats jämfört med enclosures utan järntillsats.

Kvävefixerande cyanobakterier stimulerades efter tillförsel av humus

I ett mesocosm experiment, där humus tillsattes till Östersjövatten med växtplankton, visades att kvävefixerande cyanobakteriers tillväxt var 5–10 gånger högre jämfört med kontrollerna (Stolte med flera., 2006). Vid avslutat experiment var halterna av kväve högre än de som inte hade fått humus-tillsats vilket berodde på kvävefixering.

Tillförsel (Figur 35) av humusbundet järn, som stimulerar tillväxt av kvävefixerande cyanobakterier, kan vara en bidragande orsak till förekomsten av kvävefixerande cyanobakterier i Immeln.

Även andra alggrupper än cyanobakterier har visats kunna stimuleras av humus. Krachler med flera., (2016) utförde tillväxt-experiment med marina mikroalger; prymnesiofyten *Diacronema lutheri* och grönalgen *Chlorella salina*. Efter tillsats av vatten med järn-humus komplex från ett rinnande vattendrag kunde de visa att järnet kunde användas av algerna. Deras slutsats var att järn-humus komplex från *Sphagnum* mossar påverkar alg-tillväxten i haven.



Figur 35. Ekeshultsån har blivit rejält brunfärgad av alla diken och bäckar som transporterat mossvatten och vatten från dikad skogsmark. Ån närmar sig Immeln här i trakten av Björkhult. Provtagningspunkt P4307. Foto: Johan Forssblad.

Ljus kan orsaka produktion av ammonium från humus

Forskning om, och mätningar av övergödning i sötvatten, fokuserar nästan enbart på löst oorganiskt kväve (ammonium, nitrit och nitrat). Merparten, cirka 70 %, av allt kväve som globalt transporteras via floder är dock löst organiskt kväve (Meybeck, 1982).

Bushaw med flera., 1996 visade på fotokemisk frigörelse av kväve från humus i sötvatten som är tillgängligt för mikroorganismer. Ammonium är en kväveform som effektivt produceras genom att humus exponeras av UV-ljus. Ammonium, bildad från humus genom UV-strålning, har visats ha stor betydelse i flera akvatiska ekosystem där tillförseln av oorganiskt kväve är låg men där den externa tillförseln av humus är hög.

Ammonium, frigjord från humus efter fotokemisk påverkan, skulle kunna vara en bidragande faktor till utvecklingen av *Microcystis* i Immeln. *Microcystis* är en cyanobakterie som inte fixerar kväve men som anses gynnas av ammonium (Blomqvist med flera., 1994). Höga halter av *Microcystis* förekom vid Järvsövik 15 oktober 2018 och 26 juli 2019. *Microcystis* dominerade även den algblomning som förekom vid Björnvik i november 2012 (Figur 3).

Skogsbruket förändrar sammansättningen av växtplankton i sjöar i skogsområden

Cirka 64 % av Ekeshultsåns avrinningsområde består av skog. En omfattande vetenskaplig studie av hur skogsbruket påverkar sammansättningen av växtplankton i sjöar i skogsområden har rapporterats av Stevenson med flera (2015).

Studien utfördes med paleolimnologi. Det innebär att de studerade sammansättningen av olika växtplanktons grupper pigment i sediment.

Andelen planterad och brukad skog runt sjöarna varierade mellan 4 och 64 %, I sjöar där de hade mer än 50 % av avrinningsområdet täckt med skogsplantager var det signifikant högre halter av pigment från rekylalger och cyanobakterier jämfört med andra växtplanktongrupper. Den totala mängden växtplankton var inte högre i sjöar i områden med intensivt skogsbruk utan där fanns helt enkelt en annorlunda växtplanktonsammansättning. Växtplanktonsamhället i sjöarna med högst andel brukad skog förändrades efter att delar av avrinningsområdet hade förvandlats till intensivt brukad skog. Både rekylalger och cyanobakterier gynnas av det humus som tillförs genom markberedning, plantering, skogsgödsling och kalhuggning. Rekylalgen *Cryptomonas* sp. förekom vid samtliga provtagningsplatser vid undersökningen av växtplankton i Immeln 24 augusti 2017.

Tillförsel av humus-järn komplex gynnar cyanobakterier på flera sätt

Som visats i [Figur 4](#) har syrehalten vid botten av Immeln djuphåla minskat i samband med att vattnet har blivit brunare. Syrefria bottenar skulle kunna vara en bidragande orsak till läckage av fosfor och järn från sedimentet. Cyanobakterier förekommer i sedimentet under en stor del av året. När förutsättningarna är gynnsamma kan de växa till och sedan röra sig mellan botten och ytan.

Transport av järn-humus komplex till Immeln kan, som diskuterats tidigare i rapporten, orsaka ökad tillförsel av järn vilket gynnar kvävefixering, ge ökad ammoniumhalt vid nedbrytning av dessa komplex samt ge förutsättningar för frigörelse av järn och fosfor från sedimenten.

Dikning av torvområden bidrar till växthuseffekten

Studierna av Immeln och dess avrinningsområde visar klart att problemet med brunfärgningen av sjön beror på dränering av torvmarker med extremt höga halter av järn-humus komplex. Förutom att denna dränering orsakar skador på sjöns ekosystem finns det andra starkt negativa effekter med dränering av torvmark.

Figur 36. Sejle myr. En myr som dränerats för kommersiell utvinning av torv.
Provtagningspunkt P5805.
Foto: Johan Forssblad.



Odikade torvmossar lagrar kol

Historiskt sett har torvmossar i tempererade områden lagrat kol från atmosfären snabbare än kolet har återförts. Odikade torvmossar fungerar alltså som kolfällor. Globalt sett håller torvmossarna på norra halvklotet 20–30 % av den kol som finns bundet i jorden (Gorham, 1991).

Mossmarker täcker cirka 3 % av jordens landyta (Jungkunst med flera., 2012) och i dessa finns mer kol bundet än i samtliga träd på jorden tillsammans. De viktigaste områdena finns på norra halvklotet och uppgår till 3 miljoner km². *Sphagnum* kan lagra stora mängder vatten i sina hyalina celler, både i levande och dött material (Bold, 1967). Mossmarker med *Sphagnum* kan följaktligen hålla kvar vatten från nederbörd över land. *Sphagnum* mossarna spelar en central roll i den globala kolcykeln (Hommeltenberg med flera., 2014). Odikade mossar sänker koncentrationen av de växthusgaser som finns i atmosfären. Detta beror på att mossor växer till men den bryts inte ner igen på grund av marken är vattenmättad.

Dikning av torvmossar, skogsklädda torvtäckta marker och barrskogsjordar

Dränering av torvmarker för att öka produktionen av trädodling har en lång historia och förekom redan i mitten av 1800-talet i Skandinavien (Lundberg, 1926). I Storbritannien startade man försök att plantera skog på torvmark redan på 1730-talet (Zehetmayr, 1954).

Under 1960- och 1970-talet blev skogsdikning en viktig åtgärd inom skogsbruket i norra och östra Europa, på brittiska öarna och i vissa delar av Nordamerika. Hittills har 15 miljoner ha torvmarker på norra halvklotet dränerats för skogsplantering. Mer än 90 % av denna area finns i Skandinavien och i Ryssland (Paavilainen & Päivänen, 1995).

Sjöar som får vatten från mossmarker har normalt brunt vatten (Rydin & Jeglum, 2005). Det är väl dokumenterat att vatten som rinner ut via dräneringsdiken från mossor förorenar nedströms liggande floder och sjöar. Ett stort antal grundämnen, näringsämnen, löst organiskt kol och partikulärt organiskt kol tillförs (Berry & Jeglum, 1991; Prevost med flera., 1999, Ahtiainen med flera., 1999).

Dikad torvmark avger växthusgaser

Dikade skogar på torvmark kan ta upp och avge de tre växthusgaserna koldioxid, metan och lustgas (von Arnold, 2006). Trots att träd binder koldioxid kan skog på torvmark vara en nettokälla för växthusgaser. Storleken på flödena av växthusgaser beror på grundvattnets nivå, klimatzon, skogens produktivitet och trädslag. Grundvattnets nivå är den viktigaste faktorn för utsläpp av metan och koldioxid. När grundvattnets nivå sjunker kommer torven i marken i kontakt med syre och nedbrytningen av torv till koldioxid ökar. Vid lägre grundvattennivåer minskar dock metanavgången. En orsak till att beskogad dikad torvmark är en källa för växthusgaser är att dessa marker även avger lustgas, N₂O, som är ungefär 300 gånger starkare växthusgas än koldioxid.

Träd ökar torrläggningen av myrar

Förutom ovanstående faktorer bidrar trädplantering på mossor till att dränera mossen i sig. Träd tar upp vatten vilket gör att myren blir torrare. Detta leder i sin tur till att mossan bryts ner istället för att den växer till och ackumulerar kol.

Baserat på information från de nationella inventeringarna av skog och skogsmark, Riksskogstaxeringen och Markinventeringen, har Sveriges samlade upptag och utsläpp från dikade skogsmarker på torv beräknats. Eftersom de olika gaserna är olika starka växthusgaser har de räknats om till att motsvara koldioxid (d.v.s. koldioxidekvivalenter). De totala växthusgasflödena, uppskalat till nationell nivå, visar att den svenska dikade skogen på torv är en källa. Trots att denna marktyp endast utgör fem procent av den totala svenska skogsmarksarealen står dessa marker för 15 % av alla utsläpp av växthusgaser.

Vår studie har visat att *Sphagnum* mossarna och de dikade skogarna som anlagts på dränerad mossmark tillför brunt, järnrikt och humusrikt vatten till nedströms liggande vattendrag och sjöar.

Experimentet med kalk i syfte att minska färgtalet i brunt ytvatten

Fältförsök på vatten från Hövidstorp

I detta experiment användes vatten från en bäck som rinner till våtmarken i Hövidstorp samt vatten tagit i mitten av våtmarken. Nordkalks kommersiella pellets (cirka 25 stycken kulor på 200 ml) innehållande kalciumhydroxid tillsattes tills en påtaglig avfärgning erhöles (Figur 37).

Figur 37. Flaskorna innehåller vatten från ett brunt vattendrag vid Hövidstorp. I den högra flaskan har kalciumhydroxid pellets tillsatts och det bruna vattnet har avfärgats markant. Dessvärre medförde behandlingen en obehaglig pH höjning som inte är acceptabel i ett naturvatten. Foto: Agne Andersson.



I vattenprovet som togs uppströms våtmarken minskade färgtalet (uppmätt vid 420 nm) från 590 till 210 mg Pt/l. Som en effekt av tillsatsen av kalciumhydroxid steg pH från 6,02 till 10,57.

I provet som uttogs i mitten av våtmarken sjönk färgtalet från 1989 till 162 mg Pt/ medan pH steg från 7,03 till 11,89.

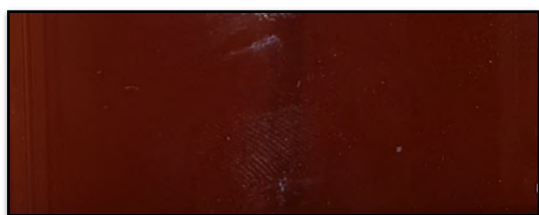
Försöken på vatten från Hövidstorp kompletterades med laboratorieexperiment från andra områden i Immelns avrinningsområde.

Laborarieexperiment på vatten från Sejle myr, Tyskagylet och från Ekeshultsåns huvudfåra i Tommahult

I ett laborarieexperiment har vi undersökt huruvida kalciumkarbonat och kalciumhydroxid kan minska färgtalet på vatten (Figur 38a) från Sejle myr, Tyskagylet och från Ekeshultsåns huvudfåra i Tommahult. Vattenprov hölls i en glaskyvet med ytterdiametern 20 mm. Kyvetten fotograferades mot en vit bakgrund med ett 2,5 mm brett, svart streck.



Figur 38a. Vatten från Sejle myr utan någon tillsats.



Tillsats av 10 g kalciumkarbonat/l gav ingen avfärgning. I två av vattnen ökade färgtalet något. Visuellt sett blev de tre vattnen brunare och grumligare (Figur 38b). pH steg från 3,9–5,1 till 7,4–8,0.

Figur 38b. Vatten från Sejle myr med tillsats av kalciumkarbonat.

Tillsats av 10 g kalciumhydroxid/l resulterade i markant avfärgning och minskning av färgtalet på samtliga vatten (Figur 38c). Färgtalen minskade från 972–1617 mg Pt/l till 33–75 mg Pt/l. Denna markanta minskning följdes dock av en kraftig stegring i pH från 3,9–5,1 till 12,4–12,6.



Figur 38c. Vatten från Sejle myr med tillsats av kalciumhydroxid.

I ett andra experiment undersökte vi om en lägre tillsats som genererade ett acceptabelt pH kunde medföra en så låg sänkning av färgtalet att även en lägre dos kalciumhydroxid kunde bli användbar för att minska brunfärgningen i vattendrag.

En tillsats av 0,05 g kalciumhydroxid/l genererade pH 9 men det minskade färgtalet var försumbart och minskade från extremt höga 1086 mg Pt/l till marginellt lägre 1003 mg Pt/l.

Även om färgtalet minskade markant med tillsatsen av kalciumhydroxid skedde så dramatiska höjningar av pH att vi drog slutsatsen att det är omöjligt att använda denna metod i ett naturvatten. Så höga pH, runt 11 och 12, är skadligt för djur och natur. Baserat på resultaten från dessa experiment drog vi slutsatsen att det enda realistiska sättet i dagsläget är att utföra praktiska förändringar i landskapet som syftar till att minska transporten av humus till ytvatten. Förslag på dylika finns i följande kapitel.

Åtgärdsförslag

Förslag på åtgärder för att minska brunfärgningen av vattendrag i Immelnns avrinningsområde och andra platser som påverkats av *Sphagnum*-mossar och intensivt skogsbruk.

Fördröj vattnet långt upp i systemet

Som redovisats tidigare i rapporten visade inventeringen av vattendrag i Ekeshultsåns avrinningsområde att så gott som samtliga vattendrag hade extremt höga färgtal (Figur 11), mycket höga halter av löst och totalt organiskt kol (Figur 15) och järn (Figur 16). Detta beror framför allt på att stora delar av avrinningsområdet utgörs av dikade *Sphagnum*-mossar och skog planterad på dikad torvmark. I detta kapitel finns förslag på olika åtgärder som syftar till att minska halterna av humus och järn i vattendragen. Till grund för förslagen ligger erfarenheten och insikten att en längre uppehållstid för vattnet, så långt upp i systemet som möjligt, ger möjlighet för sedimentering, jämnare flöde och kvarhållande av grundvatten.

Fältstudier av vårt undersökta område visar att markerna 0–30 meter från Ekeshultsån domineras av barrskog (Figur 39) men där finns även lövskog och våtmarker. Stora dikade myrar i de norra delarna påverkar vattenkvaliteten och vattnets flöde. Ekeshultsåns avrinningsområde omfattar totalt 108 km² och mynnar ut i sjön Immelnns norra del vid Möllehem. Immeln har en areal på 22,25 km² med ett medeldjup på 7,2 meter och en volym på 160 000 000 m³. Ekeshultsån och Immeln tillhör Skräbeåns avrinningsområde och mynnar ut i Hanöbukten. Omfattande provtagningspunkter har uttagits längs sträckan (Figur 9).

Figur 39. Ett starkt färgat vatten (1064 mg Pt/l) vid provtagningspunkt P4807 i studien av Ekeshultsåns avrinningsområde. Punkten finns i Vesslarp-området.

Foto: Johan Forssblad.



Dikade torvmossar frigör organiskt material

Torvbrytning och dikning av mossar gör att organiskt material lämnar mossen. Torvmossen ändras då från att fungera som en kolfälla till en kolkälla. Dränering orsakar ökad syretillförsel till det översta jordlagret av torvmarken vilket startar fysiska och kemiska förändringar i det översta torvlagret. Torven bryts delvis ner till mindre partiklar (eller större molekyler) som följer med det avrinnande vattnet.

Djup dikning i torvmarker kan medföra att man bryter igenom täta lager i myrbotten. Avrinningen för ett lokalt myrområde kan då öka kraftigt genom att grundvatten från underlagets akvifer tränger upp i dikena (Nilsson och Johansson, 1981).

Skogsdikning kan öka trädens tillväxt

Skogsdikningens viktigaste syfte är att justera vatteninnehållet i ytjorden till en nivå som förser trädens rötter med tillräcklig luftning (Boggie, 1977) vilket sker genom att sänka vattennivån i marken genom dräneringsdiken. En svensk studie som omfattar 1953–1992 har visat att skogsdikning ökar trädens tillväxt (Elfving & Tegnhamar, 1996).

Hög dikestäthet i Immelns avrinningsområde

Dikestätheten varierar starkt i olika delar av Sverige. Figur 40 visar hur stor del av skogsmarken som är dikad i Sverige. I norra delen av Immelns avrinningsområde är mellan 15 och 20 % av skogsmarken dikad.

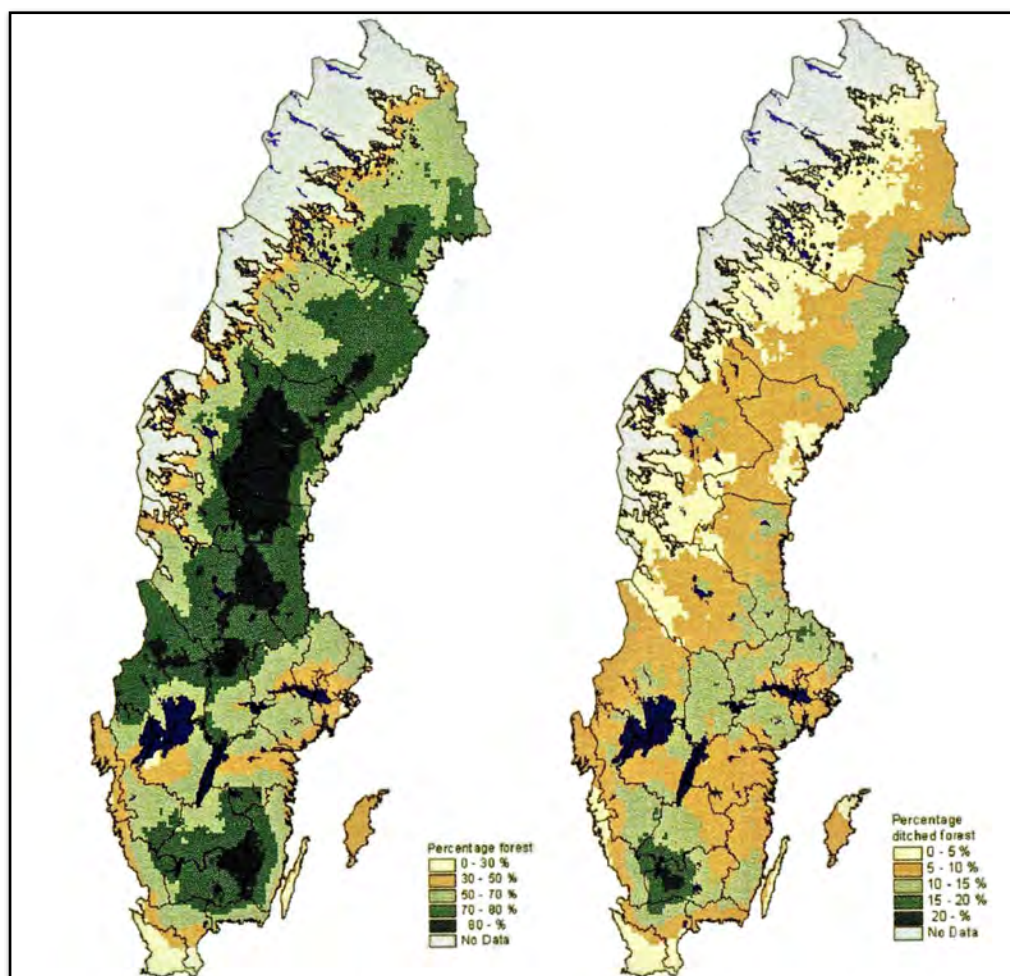
Igenläggning av diken

Diken som inte längre fyller ett behov bör läggas igen för att säkerställa grundvatten och minska uttransport av brunt vatten.

Om man hade haft suveränitet över hela avrinningsområdet och haft lagliga och ekonomiska möjligheter hade det varit värdefullt att lägga igen diken och återskapa våtmarkerna i området. Detta är dock orealistiskt varför andra åtgärder måste till för att minska utförseln av humus till sjöar och Hanöbukten. Samma åtgärder som syftar till att minska utläckaget av humus bidrar också till att skapa nya habitat för vattenlevande djur i skogslandskapet.

Ett stort antal åtgärder har gjorts inom Ekeshultsåns avrinningsområde såsom anläggande av våtmarker (Figur 41), svämplaner (Figur 43) och sedimentationsfällor (Figur 44), kantavplaning (Figur 45), förändring av kantzonerna vid vattendragen, återinsättande av stora stenar, iläggande av död ved i vattendraget samt planterande av lövträd närmast vattendragen. Dessa åtgärder har skapat ökad syresättning genom omväxlande strömmande och lugna partier och ökad biologisk mångfald.

Utdikade torvmossar i England har restaurerats till naturligt, fungerande torvmossar. Dräneringsdiken har pluggats igen med skivor av trä eller metall eller lagts igen med torv eller vegetation (Wallage med flera., 2006). Avrinningsvattnet i delen av mossen med igenpluggade diken hade 62 % lägre färgtal och 69 % lägre innehåll av löst organiskt kol.



Figur 40. Den vänstra kartan visar hur stor del av området som utgörs av produktiv skogsmark.

Den högra kartan visar hur stor del av skogsmarken som är dikad.

(Kartor från "Skogsklädda torvtäckta marker" med tillstånd från Mistra. (LUSTRA)).

Anläggande av våtmarker och svämplaner

Anläggande av vattensamlingar som alltid hyser vatten skall ersätta utdikade kärr. Förutom att vattenfärgen kan minska gynnar vattenhål den biologiska mångfalden och grundvatteninlagringen.



Figur 41. Flygbild över det inledande arbetet på den anlagda våtmarken vid Hövidstorp. Foto: Daniel Bergman.

Låt det ljusa ytvattnet rinna vidare istället för det mörkare bottenvattnet

Inom detta projekt har vi visat att brunfärgningen av ytvatten kan minska genom att vattnet stannas upp i dammar eller sjöar (Figur 26). Den vetenskapliga förklaringen till detta är att UV-ljus, som är starkast på sommaren, bryter ned komplexen mellan järn och humus. Ytvattnet har under sommaren generellt lägre färgtal än bottenvattnet. Inom Ekeshultsåns avrinningsområde har det anlagts flera våtmarker och svämplaner vid bland andra Hövidstorp (Figur 42) och Grimsboda. En våtmark vid Hövidstorp designades så att ytvattnet rinner vidare nedströms i större utsträckning än bottenvattnet. Vi föreslår också att munkar omkonstrueras så att det ljusare ytvattnet rinner vidare nedströms istället för det mörkare bottenvattnet (Figur 25).



Figur 42. Våtmarken vid Hövidstorp är färdiggrävd och börjar fyllas med vatten. Foto: Daniel Bergman.



Figur 43. Anläggande av ett svämplan i Grimsboda. Foto: Agne Andersson.

Anläggande av sedimentationsfällor

Sedimentationsfällor (Figur 44), bredare och djupare partier i eller vid sidan av ån, sänker hastigheten på vattnet och partiklar sjunker till botten. Det är viktigt att sedimentationsfällorna placeras lättåtkomligt för en grävmaskin så att de kan rensas.



Figur 44. En anlagd sedimentationsfälla vid Grimsboda fångar partiklar och jord samt fördröjer vattnets transport vid höga flöden. Foto: Agne Andersson.

Kantavplaning

Genom att plana ut slänterna till en lutning på 1:4 eller mer kan erosionsrelaterade problem minskas så att sedimentationstransporten till nedströms liggande vattenmiljöer minimeras. Dessutom ökar kontaktytan mellan vattendrag och växtligheten i slänten vilket bromsar flödet och ökar reningen av vattnet (Figur 45).

Kantavplaningen minskar ofta även behovet av att rensa diket då diket får en större förmåga att kunna ta emot stora mängder vatten.

Figur 45. Ett område närmast Ekeshultsån där kantzonen har jämnats ut. Foto: Agne Andersson.



Fler fördelar med våtmarker i skogslandskapet

Ökning av grundvattenbildningen

Förutom att våtmarker och svämplaner förbättrar förutsättningarna för att humus-järn komplexen ska kunna brytas ner finns det fler och livsviktiga fördelar med våtmarkerna.

Den omfattande dikningen som skett på landsbygden och i skogslandskapet under de senaste decennierna har medfört att smält snö och regn snabbt försvinner bort från det område där det har fallit. Istället för att bilda grundvatten och fylla på grundvattenmagasinen rinner vattnet snabbt ut i vattendragen och så småningom ut i havet.

Våtmarker kan fungera som vattenreserver under torrperioder. Under den torra sommaren 2018 torrlades delar av Drivån, ett vattendrag i närheten av Immeln, vilket slog ut faunan. Om det hade funnits en pärlband av våtmarker i förbindelse med ån kunde dessa fördröjt vattnet under vårfloden istället för att snabbt rinna ut i havet.

Förutom att åar torrlades sinade brunnar och djur fick nödslaktas. Det fanns, i vissa områden, inte tillräckligt med vattenmagasin.

Det uppstod också skogsbränder i vissa delar av Sverige. I ett landskap som är starkt dränerat sprids skogsbränder lättare än i områden med tät förekomst av odränerade mossar, småvatten och våtmarker. Släckning av skogsbränder underlättas också om det finns vattenfyllda våtmarker i skogslandskapet.

Förutom att magasinera vatten vid torka kan våtmarkerna utgöra buffertar vid höga flöden så att risken för översvämningar minskas.

Formen på våtmarker och sedimentationsdammar är viktig

Figur 46. En anlagd svämplan vid Grimsboda, i Ekeshultsåns avrinningsområde. En grund och obeskuggad våtmark är optimal för nedbrytning av järn-humus komplexen eftersom UV-ljuset är en viktig faktor för nedbrytningen. Efter att våtmarken anlagts återvände tofsvipan som förekom i området i slutet av 1960-talet. Foto: Agne Andersson.



Eftersom UV-ljuset är den viktigaste faktorn för nedbrytning av komplexen mellan järn och fenoler är det av yttersta vikt att sedimentationsdammar och våtmarker i skogen inte står skuggigt. Røj runt våtmarken så att dammen blir så solbelyst som möjlig. Den anlagda svämplanen vid Grimsboda (Figur 46), i Ekeshultsåns avrinningsområde, är ett exempel på en obeskuggad våtmark. Det är mer effektivt med en större och grund våtmark än en mindre och djup med tanke på UV-ljusets förmåga att bryta ner komplexen mellan järn och fenoler.

Åtgärder i vattendragen

Förändring av kantzonerna närmast vattendragen

Att arbeta med olika breda zoner av lövträd nära vatten i skogsbruket minskar mängden humus som når vattnet. Särskilt viktiga är de så kallade utflödesområdena.

Vissa områden närmast Ekeshultsån har förändrats. Granarna har, exempelvis vid Traneboda, ersatts av lövträd som al och björk (Figur 47). En effekt av denna förändring är att utjämna vattentemperaturen under året. På somrarna bidrar träden till att svalka av vattendragen. En lägre vattentemperatur håller en högre syrehalt jämfört med ett varmare vatten.

På vintern värms vattendraget av solen. Fallande löv ger mat åt vattenlevande insekter vilka i sin tur blir mat åt fiskarna.



Figur 47. Detta är ett område längs Ekeshultsån där granar har tagits bort och lövträden låtits vara kvar. Resultatet är att ån får fortsatt skugga på sommaren men ökad värme på vintern eftersom solljuset tillåts komma till. De fallande löven blir mat åt de vattenlevande bottendjuren. Foto: Agne Andersson.

Strömmar och lugnvatten

Regelbunden frekvens av grunda, steniga strömmande partier (riffles) och djupa, lugna partier (pools) utgör viktiga habitat för många arter i vattendraget.

Figur 48. Stenar och död ved har återförts till Ekeshultsån vid Traneboda. Foto: Agne Andersson.



Syresättning

I början av 1900-talet plockades stora stenar bort från åarna för att underlätta transporten av timmer. Inom projektet "Rädda Immeln" har stora stenar satts tillbaka vilket skapat strömmar och lugnvatten (Figur 48). Detta skapar virvlar och ökar syresättningen i ån. Döda träd har placerats eller låtits finnas kvar i vattendragen. Denna åtgärd har förbättrat förhållanden för de vattenlevande insekterna. Detta har bland annat utförts vid Traneboda.

Nya lekplatser har skapats för Immeln-öringen

De stora mängderna av partikulärt organiskt material som förs ut via diken från torvmossar och skogar har en stark negativ påverkan på de organismer som lever i vatten. Sedimentationen av partiklarna i mossvattnet förstör bottenvegetationen och lekplatser för fisk och andra vattenorganismer (Heikkinen 1990a & 1990b). I bäckar och åar i Immelns avrinningsområde har lekplatserna för Immeln-öringen förstörts på grund av humus-partiklar och sedimenterad järnhydroxid (Figur 49) har skadat rommen. Nya lekplatser för öringen har därför skapats genom att småstenar har placerats på botten av vattendragen.



Figur 49. Detta är en bäck, provpunkt P4609, kallad Röebäck, belägen i Södra Rågeboda. Här syns kraftig beläggning på botten av järn och humus och sedimenterad järnhydroxid som kan skada fiskrom. Foto: Johan Forssblad.

Remeandring

Förutom att anlägga våtmarker i anslutning till vattendragen kan remeandring vara en metod för att minska vattnets hastighet. Större partiklar av organiskt material får dessutom möjlighet att sedimentera i innerkurvorna.

Askåterföring

Återföring av aska till marker nära vattendrag skulle kunna tillföra baskatjoner och minska försurningen av marker och vatten.

Trädens rötter tar upp fler positiva än negativa joner. Vid upptag av de positiva jonerna (katjonerna) sker ett utbyte tillbaka till jorden av vätejoner. Dessa vätejoner sänker markens pH (Marschner, 1995).

Gran försurar marken i högre grad än björk och bok (Nihlgård, 1970; Bergkvist & Folkesson, 1995). Orsaken till skillnaden mellan olika trädslag har förklarats med att granen växer snabbare och har därmed ett högre näringsupptag ur marken (Balsberg-Pålsson & Bergkvist, 1995). Granskogen har dessutom en större potential att fånga upp luftburna föroreningar jämfört med en lövskog (Balsberg-Pålsson & Bergkvist, 1995). De försurande ämnen som finns i atmosfären är främst svavelsyra, svaveldioxid, salpetersyra, kväveoxider och ammonium. Under den senare delen av 1900-talet ökade dessa ämnens förekomst i luften. Detta fick till följd att markens kemiska karaktär förändrades. Detta påverkade även kvaliteten på grundvatten och ytvatten (Bertills & Hanneberg, 1995).

I slutet av 1990-talet beräknades att 5 miljoner ha, 60 % av skogen i södra Sverige, hade försurad mark med pH under 5,0 i de djupa jordlagren (Kalén, 1998). Vid så låga pH förekommer vätejoner i jorden. Vätejonerna binds till jordpartiklar i utbyte mot katjoner. Dessa katjoner frigörs till vattnet i marken och lakas ut (Figur 50b). I ett första skede lakas främst joner av kalium, magnesium och kalcium ut. Denna process gör att skogsmarken förlorar viktiga näringsämnen. Om pH-värden i skogsmark sjunker under 4,5 byts vätejonerna ut mot joner av aluminium och järn. Genom att ersätta granplanteringar (Figur 50a) med lövträd minskas trädens försurande verkan och därmed utläckaget av järn. Järn bildar svårslösliga komplex med fenoler i humus som är motståndskraftiga mot nedbrytning i ytvatten.



Figur 50a. En granplantage, en monokultur av granar i Edenryd.

Figur 50b. Emil Grönkvist har grävt ett hål och demonstrerar podsoleringen. Foton: Johan Forssblad.

Hyggesfri blandskog

Stormfällningar och avverkningar påverkar de omgivande vattendragen. Det är väl dokumenterat att avverkning ger ökad avrinning och urlakning (Lundin 1999, Nieminen 2004).

Varje träd förbrukar stora mängder vatten. En sommardag kan ett stort träd ta upp 1 m³. Om träden inom ett stort område avverkas kommer stora mängder vatten att söka sig andra vägar. Vattnet kan då svämma över på olämpliga platser. Grundvattennivån höjs och de nya trädplantornas rötter riskerar att få syrebrist av det höjda grundvattnet. Därför låter markägaren gräva skyddsdiken som för bort vattnet, ofta till närmsta vattendrag. Detta dräneringsvatten kan ha mycket höga halter av humus och järn (Figur 52).

Genom ett mer skonsamt skogsbruk kan tillförseln av brunt och järnrikt vatten minska till vattendragen.

Hyggesfri blandskog förhindrar urlakning av humus och höjer pH, istället för monokulturer med likåldriga granplantager som skördas genom omfattande kalavverkningar.



Figur 51. Hjulspår efter tunga skogsmaskiner skapar öppna sår i naturen där mörkt näringsrikt vatten samlas.

Foto: Johan Forssblad.

Kvicksilver i fisk ökar efter avverkning och körskador

Spår efter skogsmaskiner (Figur 51) kan transportera humus till vattendrag. Förutom att det tillförs humus kan också transporten av kvicksilver öka till ytvattnen. I gäddor från Immeln har det uppmätts kvicksilver som ligger runt gränsvärdet 1 mg/kg färskvikt vilket har grumlat glädjen att fiska och äta gädda från Immeln.

Figur 52. Järnrikt vatten i ett skyddsdikey som avvattnar ett kalhygge.

Den blåskimrande ytan beror på förekomst av järnbakterier. Foto: Johan Forsblad.



Det finns en konsensus bland forskare om att skogsbruket påverkar läckaget av kvicksilver från marken till vattnet. Detta är baserat på flera vetenskapliga studier från olika länder (Porvari et al., 2003; Munthe & Hultberg, 2004; Garcia & Carignan, 2000; Garcia med flera., 2007 & Desrosiers med flera., 2006). Bishop (2009) utvärderade effekten av skogsbruk på kvicksilver i avrinningsområden och fann att 9–23 % av det kvicksilver som ackumulerats i svensk insjöfisk var orsakat av skogsavverkningar.

Problemet med kvicksilverläckage är störst i blöta marker och i samband med kraftiga markskador. Kvicksilverläckage kan minskas om avverkningen sker när marken är frusen och torr och man bör därför undvika att köra skogsmaskiner på blöta områden framför allt i närheten av sjöar och vattendrag. Körskador kan förhindras genom att använda broar, mattor, band eller genom att göra stabila basvägar.

Det finns skogsägare i norra Skåne som skyddar sina skogsmarker genom att använda hästar i skogsbruket (Figur 53) istället för skogsmaskiner. Detta förhindrar uppkomsten av körskador vilket även minskar avrinningen av humus.

I detta avslutande kapitel har vi delat med oss av de projekt och erfarenheter som gjorts inom projektet "Rädda Immeln" och "Höla Lake Immeln". Fler framtida pilotprojekt och mer forskning om kopplingen mellan processer i mark och vatten behövs dock för att återfå klara skogssjöar utan giftiga algblomningar.

Figur 53. Sigvard Gustavsson från Lilla Frösboholma, Vittsjö, är skogsägare och hästentreprenör. Att köra med häst istället för tunga skogsmaskiner skötar skogen och ser till att det viktiga kolet stannar på hans marker istället för att rinna ut och färga vattendragen.

Foto: Jenny Bergkvist.



REFERENSER

- Ahtiainen M. & Huttunen P. 1999. Long-term effects of forestry managements on water quality and lading in brooks. *Boreal environ. Res.* 4:101–114.
- Aitkenhead, J.A., Hope, D., Billet, M.F., 1999. The relationship between dissolved organic carbon in stream water and soil organic carbon pools at different spatial scales. *Hydrol. Process.* 13, 1289–1302.
- Allan, J.D., Erickson, D.L., Fay, J. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshw. Biol.* 37: 149–161.
- Annadotter, H. 1993. Algtoxiner i dricksvatten – en undersökning vid två svenska vattenverk samt en litteraturstudie. VA-FORSK. 1993-03. ISBN: 91-88392-42-2.
- Anschutz, I. & Gessner, F. 1954. *Flora. Jena* 141: 178–236.
- Balsberg-Påhlsson, A-M. & Bergkvist, B. 1995. Acid deposition and soil acidification at a southwest facing edge of Norway spruce and European beech in south Sweden. *Ecological Bulletins* 44: 43–53.
- Bergkvist, B. & Folkesson, L. 1995. The influence of species on acid deposition, proton budgets and element fluxes in south swedish forest ecosystems. *Ecological Bulletines* 44: 90–99.
- Berman, T. 2001. The role of DON and the effect of N:P ratios on occurrence of cyanobacterial blooms: Implications from the outgrowth of *Aphanizomenon* in Lake Kinneret. *Limnol. Oceanogr.* 46(2): 443–447.
- Berry, G. J. & Jeglum, J. K. 1991. Hydrology of drained and undrained black spruce peatlands: Groundwater table profiles and fluctuations. Forestry Canada, Ontario, Region, Sault Ste. Marie, COFRDA Rep. No 3307.
- Bertills, U. & Hanneberg, P. 1999. Försurningen i Sverige – vad vet vi egentligen? Naturvårdsverket. Rapport 4421. 107 s.
- Bishop, K., Allan, C., Bringmark, L., Garcia, E., Hellsten, S., Högbom, L., Johansson, K. & Lomander, A. 2009. The effects of forestry on Hg bioaccumulation in nemoral/boreal waters and recommendations for good silvicultural practice. *Ambio* 38: 373–380.
- Blomqvist, P., A., Pettersson, and P. Hyenstrand. 1994. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Arch. Hydrobiol.* 132 (2): 141–164.
- Bold, H.C. 1967. *Morphology of Plants*. Second ed. Harper and Row, New York, pp. 225–229.
- Boggie, R. 1977. Water-table depth and oxygen content of deep peat in relation to root growth of *Pinus contorta*. *Plant Soil* 48: 447–454.
- Brakke, D. F., Henriksen, A. & Norton, S. 1987. The relative importance of acidity sources for humic lakes in Norway. *Nature* vol 329, no 6138: 432–434.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikatorer på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Oslo, pp. 111. ISBN 82-577-1627-8.
- Bushaw, K. L., Zepp, R. G., Tarr, M. A., Schulz-Jander, D., Bourbonniere, R. A., Hodson, R. E., Miller, W. L., Bronk, D. A., Moran, M. A. 1996. Photochemical release of biologically available nitrogen from aquatic dissolved organic matter. *Nature* 381: (6581): 404–407.
- Butler, N., Carlisle, J. C., Linville, R., Washburn, B. 2009. Microcystins. A brief overview of their toxicity and effects, with special reference to fish, wildlife, and livestock. California Environmental Protection Agency.
- Bydén, S., Larsson, A-M., Olsson, M. 2003. Mäta vatten. Undersökningar av sött och salt vatten. Göteborgs universitet. ISBN 91 88376 22 2.
- Carmichael, W. W. (1992). Cyanobacteria secondary metabolites - the cyanotoxins. *J. Appl. Bacteriol.* 72: 445–459.
- Clymo, R. S. 1984. *Sphagnum*-dominated peat bog: a naturally acid ecosystem. *Phil. Trans. R. Soc. Lund B* 305, 487–499.
- Cronberg, G. & Annadotter, H. 2006. Manual on aquatic cyanobacteria. A photo guide and a synopsis of their toxicology. UNESCO, IOC & ISSHA. ISBN 87-990827-0-5.
- Dai, M., Martin, J.M. 1995. First data on trace metal level and behaviour in two major Arctic river-estuarine systems (Ob and Yenisey) and in the adjacent Kara Sea. *Earth Planet. Sci. Lett.* 131, 127–141.
- Davison, W. 1987. Internal elemental cycles affecting the longterm alkalinity status of lakes: implications for lake restoration. *Schweiz. Z. Hydrol.* 49: 186–201.

- Dillon P.J. & Molot L.A., 1997. Effect of landscape form on export of dissolved organic carbon, iron, and phosphorus from forested stream catchments. *Water resour. Res.*, 33: 2591-2600.
- Ehnbom, K. 1941. Statsunderstödda torrläggningar och nyodlingen i Malmöhus län: åren 1880–1935.
- Ekström, S.M., E.S. Kritzberg, D.B. Kleja, N. Larsson, P.A. Nilsson, W. Graneli, B. Bergkvist. 2011. Effect of acid deposition on quantity and quality of dissolved organic matter in soil-water. *Environmental Science and Technology* 45: 4733–4739.
- Elder, J.F., Rybicki, N.B., Carter, V., Weintraub, V., 2000. Sources and yields of dissolved carbon in northern Wisconsin stream catchments with different amounts of peatland. *Wetlands* 20 (1), 113–125.
- Elfving, B. & Tegnhammar, L. 1996. Trends of tree growth in Swedish Forests 1953–1992. An analysis based on sample trees from the National Forest Inventory. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11: 26–37.
- Eloranta, P. 1973. Lake Kerusselkä, physical and chemical properties of water, phytoplankton, zooplankton and fishes. *Aqua. Fenn.* 1973: 18–43.
- Erlandsson, M., I. Buffam, J. Fölster, H. Laudon, J. Temnerud, G.A. Weyhenmeyer, and K. Bishop. 2008. Thirty-five years of synchrony in the organic matter concentrations of Swedish rivers explained by variation in flow and sulfate. *Global Change Biology* 14: 1191–1198.
- Evans C.D., Chapman P.J., Clark J.M., Monteith D.T., Cressers M.S., 2006. Alternative explanations for rising dissolved organic export from organic soils. *Global change biology*. 12: 2044-2053.
- Finstad, A.G., T. Andersen, S. Larsen, K. Tominage, S. Blumentrath, H.A. de Wit, H. Tømmervik, and D.O. Hessen. 2016. From greening to browning: Catchment vegetation development and reduced S-deposition promote organic carbon load on decadal time scales in Nordic lakes. *Scientific Reports* 6: 31944.
- Freeman C., Evans C.D., Monteith D.T., Reynolds B. & Fenner N., 2001. Export of organic carbon from peat soils. *Nature* 412: 785.
- Garcia, E. & Carignan, R. 2000. Mercury concentrations in northern pike (*Esox lucius*) from boreal lakes with logged, burned, or undisturbed catchments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 129–135.
- Garcia, E., Carignan, R., Lean, D. R. S. 2007. Seasonal and inter-annual variations in methyl mercury concentrations in zooplankton from boreal lakes impacted by deforestation or natural forest fires. *Environmental Monitoring and Assessment*. 131: 1–11.
- Gelting, J., Breitbarth, E., Stolpe, B., Hassellöv, M., Ingri, J., 2010. Fractionation of iron species and iron isotopes in the Baltic Sea euphotic zone. *Biogeosciences* 7, 2489–2508.
- Gorham, E., Eisenreich, S. J., Ford, J., Santelman, M. V. 1985. The chemistry of Bog waters. In: *Chemical processes in lakes*. Ed: W. Stumm. John Wiley and Sons, New York, p. 339–362.
- Gorham, E. 1991. Northern Peatlands: Role in the Carbon Cycle and Probable Responses to Climatic Warming. *Ecological Applications*. 1. 10.2307/1941811.
- Grieve I.C. & Marsden R.L. 2001. Effects of forest cover and topographic factors on TOC and associated metals at various scales in western Scotland. *Sci. Total Environ.* 265 (1-3): 143-151.
- Haney, J. F. 1987. Field studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.* 21: 467–475.
- Hassellöv M., von. der. Kammer F. 2009. Iron oxides as geochemical nanovectors for metal transport in soil–river systems. *Elements* 4(6): 401–6.
- Heikkinen, K. (1990a). Seasonal changes in iron transport and nature of dissolved organic matter in a humic river in Northern Finland. *Earth Surf. Proc. Landf.* 15: 583–596.
- Heikkinen, K. (1990b). Nature of dissolved organic matter on the drainage basin of a boreal humic river in Northern Finland. *J. Environ. Qual.* 19: 649–657.
- Henriksen, A. & Seip, H. M. 1980. Strong and weak acids in surface waters of southern Norway and southwestern Scotland. *Water Research* 14: 809–813.
- Hommelstenberg, J., Schmid, H.P., Drösler, M., Werle, P. 2014. Can a bog drained for forestry be a stronger carbon sink than a natural bog forest? *Biogeosciences* 11 (13): 3477–3493.
- Hood E., Williams M.W., McKnight, D.M. 2005. Sources of dissolved organic matter (DOM) in a Rocky Mountain stream using chemical fractionation and stable isotopes. *Biogeochemistry*. 74: 231-255.
- Hope D., Billett M.F., Cresser M.S. 1994. A review of the export of carbon in river water – fluxes and processes. *Environ. Pollut.* 84: 301-324.

- Hutchinson, G. E. 1957. A treatise on limnology. Vol 1, part 2. Chemistry of lakes. J. W. Wiley & Sons, New York. p: 541–1015.
- Hyenstrand, P., Ryding, E. & Gunnerhed, M. 2000. Response of pelagic cyanobacteria to iron additions – enclosure experiments from Lake Erken. J. Plankt. Res. 22(6): 1113–1126.
- IPCC. 2014. Summary for policymakers. I: C. B. Field, V. R. Barros, D. J. Dokken, K. J. Mach, M. D. Mastrandrea, T. E. Bilir, et al. (Eds.), Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (pp. 1–32). Cambridge, UK and New York, NY: Cambridge University Press.
- Jungkunst, H. F. Krüger, J. P., Heidkamp, F. Erasmí, S., Fiedler, S. (2012). Accounting more precisely for peat and other soil carbon resources. In: Lal, R., Lorenz, K., Hüttl, R. F., Schneider, B. U. and von Braun, J. (eds.). Recarbonization of the Biosphere. Springer. Amsterdam. pp. 127–157.
- Kalbitz K., Solinger, S., Park, J.-H., Michalzik, B. & Matzner, E. 2000. Controls on the dynamics of organic matter in soils: a review. Soil science. 165: 277–304.
- Kalén, C. 1998. Forests, Acidification and the Socio-Economic Cost - Estimating Damage- and Mitigation Cost of Forest Soil Acidification. Rapport Skogsstyrelsen, 1998.
- King, D.L. 1970. The role of carbon in eutrophication. J. Water Poll. Contr. Fed. 42: 2035–2051.
- Klunder, M.B., Bauch, D., Laan, P., de Baar, H.J.W., van Heuven, S., Ober, S., 2012. Dissolved iron in the Arctic shelf seas and surface waters of the central Arctic Ocean: impact of Arctic river water and ice-melt. J. Geophys. Res. 117 (C01027), 2012. <http://dx.doi.org/10.1029/2011JC007133>.
- Krachler, R., Krachler, R. F., Wallner, G., Steier, P., El Abiad, Y., Wiesinger, H., Jirsa, F., Bernhard K. Keppler, B. K. 2016. *Sphagnum*-dominated bog systems are highly effective yet variable sources of bio-available iron to marine waters. Science of the Total Environment. 556: 53–62.
- Kortelainen, P., Mattsson, T., Finér L., Ahtiainen, M., Saukkonen, S., Sallantausta, T. 2006. Controls of the export of C, N, P and Fe from undisturbed boreal catchments, Finland. Aquatic Science. 68: 453–468.
- Laglera, L & van der Berg, C. M. G. 2009. Evidence for geochemical control of iron by humic substances in seawater. Limnol. Oceanogr. 54: 610
- Lalonde, A., Vähätalo, V., Gélina, Y., 2014. Revisiting the disappearance of terrestrial dissolved organic matter in the ocean: a $\delta^{13}\text{C}$ study. Biogeosciences 11, 3707–3719. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-11-3707-2014>.
- Larsson, R. 1978. Dissolved organic matter of a low-coloured stream. Freshw. Biol. 8: 91–104.
- Larsson, U., Hajdu, S., Walve, J., Elmgren, R., 2001. Baltic Sea nitrogen fixation estimated from the summer increase in upper mixed layer total nitrogen. Limnol. Oceanogr. 46 (4), 811–820.
- Larson, J.H., Frost, P., Zheng, Z., Johnston, C. A., Bridgman, S. C., Lodge, D. M. Lambertii, G. A. 2007. Effects of upstream lakes on dissolved organic matter in streams. Limnol. Oceanogr. 54: 610–619.
- Laudon, H., M. Berggren, A. Ågren, I. Buffam, K. Bishop, T. Grabs, M. Jansson, and S. Köhler. 2011. Patterns and dynamics of dissolved organic carbon (DOC) in boreal streams: The role of processes, connectivity, and scaling. Ecosystems 14: 880–893.
- Lillieroth, S. 1949. Om ogynnsamma följder av sjönsänkning och vattenförorening i nordvästra Skåne.
- Lindmark, A-M, & Tynderfeldt, B. 1989. Vår miljö. Brevskolan.
- Loucks, O. L. & Glass, G. E. 1985. Cross-sectional assessment of watershed factors controlling effects of acidic deposition: Minnesota, Wisconsin and Michigan. International Symposium on acidic precipitation, September 15–20, 1985. Muskoka, Ontario. Volume of abstracts. p. 213.
- Loftis, J.C., McBride, G.B., Ellis, J.C. 1987. Considerations of scale in water quality monitoring and data analysis. Water Res. Bull. 27: 255–264.
- Lundin, L. 1999. Effects on hydrology and surface water chemistry of regeneration cuttings in peatland forests. Internat. Peat journal. 9:118–126.
- LUSTRÅ. Skogsklädda torvtäckta marker. Kolet, klimatet och skogen. Mistra.
- Lundberg, G. 1926. Drainage of swamp lands for forestry purposes. J. For. 24: 19–37.
- Marschner, H. 1995. Mineral Nutrition in Higher Plants. Academic Press, 889 s.
- Mason, C. F. 1996. Biology of Freshwater Pollution. Longman, Essex, UK. ISBN 0-582-24732-2.

- Mattsson, T., Kortelainen, P., Räike A. 2005. Export of DOM from boreal catchments: Impacts of land use cover and climate. *Biogeochemistry*. 76: 373-394.
- Mez, K., et al., Identification of a microcystin in benthic cyanobacteria linked to cattle deaths on alpine pastures in Switzerland. *European Journal of Phycology*, 1997. 32: p. 111-117.
- Meili M. 1992. Sources, concentrations and characteristics of organic matter in softwater lakes and streams of the Swedish forest region. *Hydrobiologia*. 229: 23-41.
- Meybeck, M. 1982. Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci.* 282: 401-450.
- MIST. 1993. Miljön i Sverige - tillstånd och trender (projekt). Svergie. Statens naturvårdsverk. ISBN 9162041371. Rapport 4137.
- Moore, S., Evans, C.D., Page, S.E., Garnett, M.H., Jones, T.G., Freeman, C., Hooijer, A., Wiltshire, A.J., Limin, S.H., Gauci, V., 2013. Deep instability of deforested tropical peatlands revealed by fluvial organic carbon fluxes. *Nature* 493, 660-663.
- Mulholland P.J. 2003. Large-scale patterns in dissolved organic carbon concentration, flux, and sources. I: Aquatic ecosystems: Interactivity of dissolved organic matter. Utg. Findlay S. & Sinsabaugh R. Academic press. San Diego. 139-159.
- Munthe, J. & Hultberg, H. 2004. Mercury and methylmercury in runoff from a forested catchment: Concentrations, fluxes, and their response to manipulations. *Water, Air, & Soil Pollution. Focus* 4: 607-618.
- Mur, L. R., Gons, H. J., Liere, L. V. 1978. Competition of the green alga *Scenedesmus* and the blue-green alga *Oscillatoria*. *Mitt Internat Verein Limnol.* 21: 473-479.
- Nieminen, M. 2004. Export of dissolved organic carbon, nitrogen and phosphorus following clear-cutting of three Norway spruce forests growing on drained peatlands in southern Finland. *Silva fennica*. 38:123-132.
- Nihlgård, B. 1970. Precipitation, its chemical composition and effect on soil water in a beech and spruce forest in south Sweden. *OIKOS* 21: 208-217.
- Nikulin, G., Kjellström, E., Hansson, U., Strandberg, G., & Ullerstig, A. 2011. Evaluation and future projections of temperature, precipitation and wind extremes over Europe in an ensemble of regional climate simulations. *Tellus A*, 63(1): 41-55.
- Nilsson, L. & Johansson, T. 1981. Hydrologiska konsekvenser av torvtäkt. SNV PM 1493.
- Nishimura, S., Kuma, K., Ishikawa, S., Omata, A., Saitoh, S., 2012. Iron, nutrients, and humic-type fluorescent dissolved organic matter in the northern Bering Sea shelf, Be- ring Strait, and Chukchi Sea. *J. Geophys. Res.* 117 (C02025), 2012. <http://dx.doi.org/10.1029/2011JC007355>.
- Nyberg L., Stähli M., Mellander P.-E., Bishop K.H. 2001. Soil frost effects on soil water and runoff dynamics along a boreal transect: 1 Field investigations. *Hydrol. Process.* 15:909-926.
- Olsson, T. I. & Näslund, I. 1985. Effects of mire drainage and peat extraction on benthic invertebrates and fish. p. 147-152. In: *Proc. of the peat and the environment '85*. Internat. Peat. Soc. Symp. Sep. 17-20. 1985, Jönköping, Sweden.
- Opsahl, S. & Zepp, R. G. 2001. Photochemically-induced alteration of stable carbon isotope ratios ($\delta^{13}\text{C}$) in terrigenous dissolved organic carbon. *Geophys. Res. Lett.* 28: 2417-2420.
- Pan, X.F., Yan, B.X., Muneoki, Y., 2011. Effects of land use and changes in cover on the transformation and transportation of iron: a case study of the Sanjiang Plain, North- east China. *Science China Earth Sciences* 54 (5), 686-693. <http://dx.doi.org/10.1007/s11430-010-4082-0>.
- Paavilainen, E. & Päivänen, J. 1995. Peatland Forestry. Ecology and Principles. Ecological Studies 111. Springer.
- Pierrou, U. 1977. Svenska vattenkvalitetskriterier – organiska ämnen. Naturvårdsverket SNV PM 919. 55 p.
- Pettersson, K., Herlitz, E., and Istvánovics, V. 1993. The role of *Gloeotrichia echinulata* in the transfer of phosphorus from sediments to water in Lake Erken. *Hydrobiologia* 253: 123-129.
- Pokrovsky, O.S., Shirokova, L.S., Viers, J., Gordeev, V.V., Shevchenko, V.P., Chupakov, A.V., Vorobieva, T.Y., Candaudap, F., Causserand, C., Lanzanova, A., Zouiten, C. 2014. Fate of colloids during estuarine mixing in the Arctic. *Ocean Sci.* 10: 107-125.
- Porvari, P., Verta, M., Munthe, J., Haapanen, M. 2003. Forestry practices increased mercury and methyl mercury output from boreal forest catchments. *Env. Sci. Techn.* 37: 2389-2393.
- Powell, R.T., Wilson-Finelli, A. 2003. Importance of organic Fe complexing ligands in the Mississippi River plume. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 58 (4): 757-763.

- Prakash, A. & MacGregor, D. J. 1983. Environmental and humic materials: an overview. In: Aquatic and terrestrial humic materials. Eds.: R. F. Christmas & E. T. Gjessing. Ann Arbor Science. 539 p. p. 481–494.
- Prevost, M., Plamondon, A. P. & Belleau, P. 1999. Effects of drainage of a forested peatland on water quality and quantity. *Journal of Hydrology* 214: 130–143.
- Raven, J.A.; Evans, M.C.W.; Korb, R.E. 1999. The role of trace metals in photosynthetic electron transport in O₂-evolving organisms. *Photosynth. Res.* 60: 111–149.
- Reuter, J. G. & Petersen, R. R. 1987. Micronutrient effects on cyanobacterial growth and physiology. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.* 21: 435–445.
- Reynolds, C. S., Oliver, R. L., Walsby, A. E. 1987. Cyanobacterial dominance: The role of buoyancy regulation in dynamic lake environments. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.* 21: 379–390.
- Robarts, R. D. & Zohary, T. 1987. Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.* 21: 391–399.
- Rose, A.L., Waite, T.D. 2003. Kinetics of iron complexation by dissolved natural organic matter in coastal waters. *Mar. Chem.* 84 (1–2): 85–103.
- Schindler, D. 1977. The evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*. 195: 260–262.
- Selander, S. 1957. Det levande landskapet i Sverige. *Bonnier*.
- Shapiro, J. 2003. The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes. *Fresh. Biol.* 37 (2): 307–323.
- Sholkovitz, E.R., Boyle, E.A., Price, N.B. 1978. The removal of dissolved humic acids and iron during estuarine mixing. *Earth Planet. Sci. Lett.* 40: 130–136.
- Sjörs, H. & Gunnarsson, U. 2002. Calcium and pH in north and central Swedish mires. *J. Ecol.* 90 (4): 650–657.
- Smith, V. H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* 221: 669–671.
- Smith, V. H. 1986. Light and nutrient effects on the relative biomass of blue-green algae in Lake phytoplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43:148–153.
- SOU. 1987. Statens Offentliga Utredningar: 1987:6.
- Stal, L. J., Staal, M. Villbrandt, M. 1999. Nutrient control of cyanobacterial blooms in the Baltic Sea. *Aquat. Microb. Ecol.* 18: 165–173.
- Stevenson, M. A., McGowan, S., Anderson, N. J., Foy, R. H., Leavitt, P. R., McElarney, Y. R., Pla-Rabés, S.(2016. Impacts of forestry planting on primary production in upland lakes from north-west Ireland. *Global Change Biology*, 22(4): 1490-1504. <https://doi.org/10.1111/gcb.13194>.
- Stolpe, B., Hassellöv, M. 2007. Changes in size distribution of fresh water nanoscale colloidal matter and associated elements on mixing with seawater. *Geochim. Cosmochim. Acta* 71: 3292–3301.
- Stolpe, B., Guo, L., Shiller, A.M., Hasselöv, M. 2010. Size and composition of colloidal organic matter and trace elements in the Mississippi River, Pearl River and the northern Gulf of Mexico, as characterized by flow field-flow fractionation. *Mar. Chem.* 118: 119–128.
- Stolte, W., Balode, M., Carlsson, P., Grzebyk, D., Janson, S., Lips, I., Panosso, R., Ward, C.J., Granéli, E. 2006. Stimulation of nitrogen-fixing cyanobacteria in a Baltic Sea plankton community by land-derived organic matter or iron addition. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 327: 71–82.
- Talling, J. 1976. The depletion of Carbon Dioxide from Lake Water by Phytoplankton. *J. Ecol.* 64(1): 79–121.
- Theander, O. 1954. Studies on Sphagnum Peat. III. A Quantitative Study on the Carbohydrate Constituents of Sphagnum Mosses and Sphagnum Peat. *Acta. chem. stand.* 8: 989-1000.
- Visser, P. M. 1995. Growth and vertical movement of the cyanobacterium *Microcystis* in stable and artificially mixed water columns. PhD-thesis. Laboratory for Microbiology, Amsterdam Research Institute for substances in Ecosystems, University of Amsterdam, Amsterdam.
- von Arnold, K. 2006. Dikade skogsmarkens roll för Sveriges utsläpp av växthusgaser. I: Stridsberg, M. 2006. Växthuseffekt och skogsproduktion: Hur ska vi hantera våra dikade skogsmarker? Dokumentation från seminarium och workshop i Stockholm 24 aug 2005. SLU, rapporter i skogsekologi och skoglig marklära. Rapport 90. ISSN 0348-3398. sid. 16–17.
- Vuorenmaa J., Forsius M., Mannio J. 2006. Increasing trends of total organic carbon concentrations in small forest lakes in Finland from 1987 to 2003. *Science of the Total Environment*. 365:47-65.

- Wallage, Z. E., Holden, J., McDonald, A. T. 2006. Drain blocking: An effective treatment for reducing dissolved organic carbon loss and water discolouration in a drained peatland. *Science of the Total Environment*. 367: 811-821.
- Wan, X., Xiang, W., Wan, N., Yan, S., Bao, Z., Wang, Y. 2018. Complexation and reduction of iron by phenolic substances: Implications for transport of dissolved Fe from peatlands to aquatic ecosystems and global iron cycling. *Chem. Geol.* 498: 128–138.
- Wang, Y., Xiang, W., Yang, W., Yan, S., Bao, Z., Liu, Y. 2018. Photo-stability of iron-phenolic complexes derived from peatland upon irradiation in waters under simulated sunlight. *Chem. Geol.* 485: 14–23.
- Watanabe, M. 1991. Studies on the planktonic blue-green algae 3. Some *Aphanizomenon* species in Hokkaido, Northern Japan. *Bull. Natn. Sci. Mus., Tokyo. Ser. B.* 17: 141–150.
- Wetzel, R. G. (1975). *Limnology*. W. B. Saunders, Philadelphia, USA. 743 p.
- Wolk, C. P., Ernst, A. & Elhai, J. 1994. Heterocyst metabolism and development. In: Bryant D. A. (ed.). *The Molecular Biology of Cyanobacteria*. pp. 769–823. Kluwer Academic Publishers.
- Zaccone, C., Said-Pullicino, D., Gigliotti, G. & Miano, T. M. 2008. Diagenetic trends in the phenolic constituents of *Sphagnum*-dominated peat and its corresponding humic acid fraction. *Org. Geochem.* 39(7): 830–838.
- Zehetmayr, J. W. K. 1954. Experiments in Tree Planting on Peat. Forestry Commission bulletin. H. M. Stationery Office. 110 p.
- Zevenboom, W. & Mur, L. R. 1980. N₂-fixing cyanobacteria: why they do not become dominating in Dutch hypertrophic lakes. In: Barica, J. & Mur, L. R. (eds). *Hypereutrophic ecosystems*; 123–130. Dr. W. Jung Publishers, The Hague.

BILAGOR

Bilaga 1. Kemiska, fysiska och biologiska faktorer vid de fyra provtagningspunkterna i Immeln, Augusti och Oktober 2017.

Parameter (enhet)	Datum	P-1 Breanäs brygga Yta	P-1 Breanäs brygga Botten	P-2 Björn- vik Yta	P-3 Äsp- ön Yta	P-3 Äsp- ön Botten	P-4 Träsko- viken Yta	P-4 Träsko- viken Botten
Färgtal (mg Pt/l)	Augusti 24, 2017	74	66	92	96	178	76	93
	Oktober 6, 2017	66	66	251	130	323	114	90
TOC (mg/l)	Augusti 24, 2017	10,6	10,5	12,2	12,7	18,0	11,1	12,0
	Oktober 6, 2017	11,3	11,4	23,3	14,2	27,7	12,3	11,7
DOC (mg/l)	Augusti 24, 2017	10,3	10,7	11,4	11,4	14,5	10,5	10,5
	Oktober 6, 2017	10,9	11,0	18,6	12,0	19,6	11,9	10,1
Total järn (mg/l)	Augusti 24, 2017	0,29	0,39	0,77	0,75	1,44	0,67	1,08
	Oktober 6, 2017	0,25	0,37	3,45	1,18	2,85	0,88	1,00
Löst järn (mg/l)	Augusti 24, 2017	0,058	0,028	0,11	0,022	0,11	0,026	0,024
	Oktober 6, 2017	0,013	0,018	0,47	0,073	0,31	0,059	0,12
Siktdjup (m)	Augusti 24, 2017	2,15		<1,0 m	1,97		3,60	
	Oktober 6, 2017	2,20		0,82	1,89		3,06	
Syrgashalt (mg/l)	Augusti 24, 2017	7,7	7,7	7,4	7,9	2,3	7,6	0
	Oktober 6, 2017	8,2	7,9	8,6	8,8	5,4	8,7	4,5
Totalfosfor (mg l)	Augusti 24, 2017	0,017	0,013	0,018	0,016	0,023	0,014	0,019
	Oktober 6, 2017	0,018	0,020	0,037	0,022	0,032	0,017	0,015
Fosfatfosfor (mg/l)	Augusti 24, 2017	0,0018	0,0014	0,0020	0,0011	0,0005	0,0017	0,0011
	Oktober 6, 2017	0,0078	0,0005	0,0010	0,0014	0,0005	0,0005	0,0005
Totalkväve (mg/l)	Augusti 24, 2017	0,93	0,86	0,89	0,91	1,50	0,92	1,07

	Oktober 6, 2017	0,93	0,93	1,38	1,02	1,60	0,99	1,08
Ammonium-kväve (mg/l)	Augusti 24, 2017	0,013	0,011	0,015	0,008	0,020	0,007	0,031
	Oktober 6, 2017	0,016	0,007	0,041	0,011	0,018	0,017	0,021
Nitrat-kväve (mg/l)	Augusti 24, 2017	0,180	0,190	0,110	0,170	0,180	0,170	0,290
	Oktober 6, 2017	0,190	0,190	0,170	0,190	0,240	0,180	0,170
Sulfat (mg/l)	Augusti 24, 2017	11,0	11,0	10,0	11,0	11,0	11,0	11,0
	Oktober 6, 2017	10,0	10,0	10,00	11,00	9,2	11,0	9,9
Klorofyll <i>a</i> (µg/l)	Augusti 24, 2017	2,5	2,2	2,6	4,2	2,9	3,8	1,3
	Oktober 6, 2017	4,0	3,9	2,9	3,8		3,9	3,0
Biomassa av växtplankton (mg våtvikt/l)	Augusti 24, 2017	0,237	0,1810	0,206	0,4630	0,072	0,071	0,008
	Oktober 6, 2017	0,553	1,495	0,047	1,088	0,002	0,436	0,172
Biomassa av cyanobakterier (mg våtvikt/l)	Augusti 24, 2017	0	0,045	0,200	0,394	0	0	0
	Oktober 6, 2017	0,540	0	0,030	0,146	0	0,429	0,172

Bilaga 2. Biomassa av växtplankton i Immeln 24 augusti i 2017.

Växtplanktontaxa Biomassa, våtvikt [mg/l]	Breanäs badplats Yta	Breanäs badplats Botten	Björnvik Yta	Äspön Yta	Äspön Botten	Träskoviken Yta	Träskoviken Botten
Cyanobakterier							
Aphanizomenon yezoense			0,200	0,299			
Planktothrix agardhii				0,032			
Woronichinia naegeliana		0,045		0,060			
Grönalger							
Closterium acutum var. variabile	0,002	0,003				0,005	
Oocystis borgei	0,001	0,006				0,005	
Staurodesmus sp.	0,005				0,001		
Guldalger							
Dinobryon sertularia var. protuberans	0,005	0,043			0,005		
Kiselalger							
Asterionella formosa	0,013	0,082					
Aulacoseria granulata				0,016			
Aulacoseria sp.					0,005		0,005
Centriska kiselalger						0,009	
Tabellaria fenestrata	0,210						
Tabellaria flocculosa					0,026		
Nålflagellater							
Gonyostomum semen				0,056	0,028	0,028	
Pansarflagellater							
Ceratium hirundinella					0,004		
Peridinium penardiforme						0,002	
Rekylalger							
Cryptomonas sp.	0,006	0,002	0,006		0,003	0,022	0,003
Total växtplankton- biomassa	0,237	0,181	0,206	0,463	0,072	0,071	0,008

Bilaga 3. Biomassa av växtplankton i Immeln 6 oktober 2017.

Växtplanktontaxa Biomassa, våtvikt [mg/l]	Breanäs badplats Yta	Breanäs badplats Botten	Björnvik Yta	Äspön Yta	Äspnön Botten	Träskoviken Yta	Träskoviken Botten
Cyanobakterier							
Aphanizomenon yezoense	0,540			0,069			0,172
Oscillatoria limosa				0,077		0,429	
Woronichinia naegeliana			0,030				
Grönalger							
Closterium acutum var. variable			0,005	0,019	0,002		
Kiselalger							
Aulacoseria sp.	0,013		0,007	0,923			
Fragilaria ulna		0,210					
Melosira varians		1,285					
Rhizosolenia longiseta			0,005				
Surirella sp.						0,007	
Total växtplankton- biomassa	0,553	1,495	0,047	1,088	0,002	0,436	0,172

Bilaga 4. Biomassa av växtplankton i Immeln 2 juli 2018.

Växtplanktontaxa Biomassa våtvikt [mg/l]	180702 Björkhult 100 m från bryggan 2 m djupt Yta	180702 Björkhult 100 m från bryggan 2 m djupt Botten	180702 Sydväst om Vejlön 7,1 m djupt Yta	180702 Sydväst om Vejlön 7,1 m djupt Botten	181015 Järvsövik
Cyanobakterier					
Aphanizomenon yezoense	0,568	0,169	0,439	0,146	0,482
Microcystis botrys					7,647
Oscillatoria limosa					1,440
Woronichinia naegeliana	0,045				4,097
Guldalger					
Dinobryon sertularia var. protuberans			0,134		
Fragilaria sp.					4,503
Pansarflagellater					
Ceratium hirundinella	0,009				
Total växtplanktonbiomassa	0,622	0,169	0,573	0,146	18,169

Växtplanktontaxa Biomassa, våtvikt [mg/l]	Djuphålan 10,6 m Yta	Djuphålan 10,6 m Botten	Ekeshultåns utlopp Yta	Ekeshultåns utlopp Botten	Breanäs badplats Yta	Järvsövik Yta
Cyanobakterier						
Anabaena sp.		0,240				
Aphanizomenon yezoense	0,411	0,330	0,780		0,114	0,172
Microcystis botrys						19,829
Microcystis flos-aquae		0,445				
Microcystis wesenbergii						0,578
Woronichinia naegeliana		0,205	0,075			2,745
Grönalger						
Closterium acutum var. variabile				3,167		
Oocystis borgei						
Scenedesmus sp.				0,004		
Guldalger						
Dinobryon sertularia var. protuberans				0,032		
Kiselalger						
Aulacoseria sp.		1,120	0,203	0,563		
Centriska kiselalger						
Fragilaria crotonsis	0,102					
Tabellaria flocculosa		0,815				
Tabellaria sp.				0,318		
Total växtplankton- biomassa	0,513	3,155	1,058	4,082	0,114	23,342