



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

KompetensCentrum för Kemiska
Bekämpningsmedel (CKB)

Willem Goedkoop och Maria Kahlert

Biologiska effekter av bekämpningsmedel i vattendrag

Erfarenheter från 6 års studier av bottenfauna och kiselalger i jordbruksbäckar



CKB rapport 2015:2

Uppsala 2015

Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel
Sveriges lantbruksuniversitet

Centre for Chemical Pesticides
Swedish University of Agricultural Science

KompetensCentrum för Kemiska Bekämpningsmedel

CKB

CKB Rapport 2015:2

Biologiska effekter av bekämpningsmedel i vattendrag

Erfarenheter från 6 års studier av bottenfauna och kiselalger i jordbruksbäckar

Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel, CKB

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU. 2015

Tryck: Repro, SLU

ISBN: 978-91-576-9354-9 (tryckt version)

978-91-576-9355-6 (elektronisk version)

Omslagsbild:

Ett vattendrag i Östergötlands jordbrukslandskap. (Foto: Willem Goedkoop)

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	2
1. Inledning.....	3
2. Metoder.....	4
2.1 Lokalbeskrivningar.....	4
2.2 Beräkning av toxiska enheter	5
2.3 Provtagning och analys av fastsittande kiselalger	5
2.4 Provtagning och analys av bottenfauna och fisk	6
3. Resultat och diskussion	7
3.1 Toxiska enheter kopplar koncentrationer till potentiella effekter	7
3.2. Fastsittande kiselalger	9
3.3. Bottenlevande djur.....	15
3.4. Provfiske.....	21
4. Slutsatser.....	22
5. Tackord.....	24
6. Referenser.....	24

Sammanfattning

I denna rapport redovisas resultat från flera års undersökningar av kiselalger, bottenfauna och fisk i ett antal bäckar som ingår i det nationella miljöövervakningsprogrammet för växtskyddsmedel som SLU utför på uppdrag av Naturvårdsverket. För att ge en nyanserad bild på den exponering med flera substanser som sker i vattendragen har bekämpningsmedeldata räknats om till toxiska enheter. Vid sidan om den kemiska påverkan som organismerna erfar från bekämpningsmedel i vattnet finns även effekter av övergödning, borttagande av vegetation utmed vattendraget, samt återkommande rensningar med i bäckarnas komplexa påverkansbild. Syftet med de biologiska undersökningarna har varit att kvantifiera bäckarnas ekologiska status och studera förändringarna i organismsamhällena över tiden och hur olika biologiska index indikerar bäckarnas ekologiska status.

Bäckarna uppvisar kiselalgssamhällena som är typiska för näringsrika förhållanden. Kiselalgindexen visar i genomsnitt på måttlig ekologisk status, med en tydlig eutrofieringspåverkan och även en trend till försämring över tiden. Diversiteten och artrikedomen visar för det mesta värden som är vanliga för svenska vattendrag, men vid några tillfällen är artrikedomen exceptionellt lågt. Det senare brukar tyda på en störning av något slag. Dessutom var andelen missbildade kiselalgsskal i flera fall över eller nära gränsvärdet 1% och många missbildningar var särskilt tydliga. Därav kan man dra slutsatsen att kiselalgssamhällena indikerar en påverkan av gifter, troligtvis bekämpningsmedel. Här behövs dock mera forskning om kausaliteten mellan bekämpningsmedelsexponering och skaldeformationerna, till exempel biologisk provtagning utmed väldefinierade påverkansgradienter eller laboratoriestudier där missbildningar induceras.

Bottenfaunasamhällena visar för samtliga bäckar en god ekologisk status om bedömning görs med ASPT-indexet, som ingår i rådande bedömningsgrunder för bottenfauna. Indexet fångar en allmän ekologisk påverkan och inte specifikt en påverkan av bekämpningsmedel. $SPEAR_{pesticides}$ -indexet, som har utvecklats i Tyskland och som påstås specifikt fånga bekämpningsmedelspåverkan, visar däremot på låga värden trots en rätt så hög artrikedom. Medelvärdet för $SPEAR_{pesticides}$ för de 4 bäckarna varierar mellan 8,0 och 17,1, vilket är lågt jämfört med sydsvenska vattendrag som provtogs inom riksinventeringen 2000 (medelvärde 38,5) och indikerar en tydlig påverkan enligt de tyska upphovspersonerna för indexet. Detta kan tolkas som en betydande påverkan av bekämpningsmedel, men låga $SPEAR$ -värden kan också vara en följd av extremt simplifierade bottensubstrat, som t.ex. lera eller sand. Beräknade $\sum TU_{Daphnia}$ visar dock att koncentrationer av pesticider vid flera tillfällen per år överskrider de koncentrationer där man kan förvänta sig effekter på organismer, inklusive bottenfauna. Att ASPT generellt ger höga värden medan $SPEAR_{pesticides}$ ger uppenbart låga värden är intressant. Det skulle kunna bekräfta att $SPEAR_{pesticides}$ ger ett tydligare uttryck för en påverkan med bekämpningsmedel, men det kan också tolkas som om bäckarna trots sin ringa storlek och en uppenbar jordbrukspåverkan håller god ekologisk status.

Även om bottenfaunaarter finns kvar i ett påverkat vattendrag kan deras populationstätheter vara starkt reducerade. Populationstätheten av arter uppvisar dock stora mellanårsvariationer och anses vara en mindre bra indikator. Däremot skulle populationstätheten av icke insektsfaunan, som till exempel snäckor och märkräftan *Gammarus pulex*, kunna ingå som en del i en framtida indikator för bekämpningsmedelspåverkan. Även här behövs fler studier som tydligt kopplar förändringar i bottenfaunasamhällena till den exponering med bekämpningsmedel som sker. Dylika studier kan bidra till utvecklingen av biologiska bedömningsgrunder som är kopplade till bekämpningsmedelspåverkan.

Fiskfaunan i flera av vattendragen bestod mestadels av småspigg. Endast de kustnära vattendragen M42 och N34 hyste populationer av laxfisk.

1. Inledning

Bekämpningsmedel används i jordbruket för att minska effekter av skadegörare på grödorna och för att öka skördarna. Samtidigt kan bekämpningsmedel påverka icke-målorganismer i vattendrag, diken och dammar i jordbrukslandskapet. Fotosynteshämmande ogräsmedel hämmar till exempel även vattenlevande växters och algers fotosyntes, medan insektsmedel har negativa effekter även på insektslarver och andra ryggradslösa djur i vattenmiljön när de exponeras. Även medel mot svamp kan störa vattenekosystemet eftersom svampar fungerar som föda för många organismer och även står för nedbrytningen av organiskt material, exempelvis löv, växtrester och ved. Många vattenlevande organismer är mycket känsliga mot bekämpningsmedel och risken för påverkan är som högst vid hög nederbörd när ytavrinning sker och koncentrationstoppar av bekämpningsmedel i vattendragen inträffar (Schulz 2004).

Miljöövervakningsdata visar att användningen av bekämpningsmedel leder till en exponering av djur och växter i vattendragen i jordbrukslandskapet. Att urskilja de biologiska effekterna av denna exponering är dock inte okomplicerat då ekosystemen även påverkas av en rad andra påverkanstyper så som eutrofiering och olika typer av hydromorfologisk påverkan (t.ex. rätning, dränering). För försurnings- och eutrofieringspåverkan finns i Sverige, liksom i övriga Europa, väldefinierade och vetenskapligt förankrade bedömningsgrunder där förändringar i organismsamhällen av till exempel bottenlevande kryp eller alger kan kopplas till graden av påverkan. Bekämpningsmedelspåverkan är betydligt mera komplext då många substanser är inblandade med mer specifika verkningsmekanismer mot växter, insekter eller svampar. Vi vet idag också mycket lite om kombinationseffekter av olika bekämpningsmedel som förekommer tillsammans. Det finns i dagsläget inga framtagna bedömningsgrunder som specifikt svarar på bekämpningsmedelspåverkan.

Skador på organismer kan kvantifieras på olika sätt. Dels kan känsliga arters populationstäthet minska eller så kan de helt försvinna från platsen till följd av upprepade exponeringar. Särskilt känsliga organismer med en relativt lång livslängd (upp till ett år), så som många bottenlevande ryggradslösa djur, kan lätt försvinna från en plats. Andra arter minskar i populationstäthet, vilket i sin tur ger mer toleranta arter möjlighet att öka i antal och få konkurrensfördelar. Olika arters känslighet mot bekämpningsmedel beror bland annat på deras levnadssätt, taxonomisk tillhörighet, storlek/kroppsform och förekomst av externa gälar. Olika arter har egenskaper som gör att de klarar en exponering med bekämpningsmedel relativt bra och blir relativt toleranta. Till exempel kan musslor och gälsnäckor stänga in sig i skalet om förorenat vatten kommer förbi. Andra arter kan ”kompensera” för exponeringsskador på populationer genom att de har en förmåga att fortplanta sig flera gånger per säsong och därigenom snabbt återhämta sig, d.v.s. bygga upp populationerna igen. Ett exempel på en sådan art är märilkräftan *Gammarus pulex*, som kan förekomma i höga populationstätheter i bäckar i jordbrukslandskapet. Förutom att arten kan ”kompensera” för exponeringsskador genom upprepade reproduktioner under året, kan även habitat som består av mossor och/eller trådalger utgöra refuger där arters exponering sannolikt är lägre eller obefintlig.

I denna rapport redovisas en noggrann analys av bekämpningsmedelsexponeringen i de fyra jordbruksbäckarna som ingår i den nationella miljöövervakningen av växtskyddsmedel och den ekologiska status som bäckarna har baserat på de undersökta biologiska parametrarna. Mer specifikt redovisas flera års data för exponeringen och den beräknade toxiciteten av bekämpningsmedel i bäckarna, samt ett antal biologiska variabler som beskriver biodiversiteten och på olika sätt indikerar vattenkvaliteten. I rapporten identifieras även vilken kunskap som behövs för att bättra

kunna bedöma hur bekämpningsmedel påverkar vattenlevande organismer och viktiga ekosystemprocesser, samt hur man skulle kunna mäta dessa effekter. Mer information om de fyra områdena samt resultat från miljöövervakningen av växtskyddsmedel finns i rapporten ”Resultat från miljöövervakningen av bekämpningsmedel (växtskyddsmedel) – Långtidsöversikt och trender 2002-2012 för ytvatten och sediment” (Lindström m.fl. 2015).

2. Metoder

2.1 Lokalbeskrivningar

Fyra bäckar har provtagits mellan 2007 och 2012 med avseende på bottenfauna (årligen), fastsittande kiselalger (årligen) och fisk (endast 2007). Dessa bäckar ingår i det nationella miljöövervakningsprogrammet för växtskyddsmedel som SLU utför på uppdrag av Naturvårdsverket. De biologiska provtagningarna initierades av Naturvårdsverket 2007 men har för de följande åren finansierats av Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel vid SLU. Bäckarna ligger i fyra olika län och täcker dominerade typer av jordbruksmark i Sverige. Tabell 1 visar läge och storlek för bäckarna, samt markanvändning i deras avrinningsområde. Dessa data visar att landskapet i avrinningsområdena i hög grad är modifierat av människan, främst genom olika jordbruksaktiviteter. Bäckarna anges i all rapportering med en kod som består av länsbokstav och ett nummer. Så även här.

Tabell 1. Höjd över havet (H.ö.h.), avrinningsområdets (ARO) storlek, samt den relativa andelen av olika markanvändningsformer i avrinningsområdet

Lokal- beteck- ning	Län	H.ö.h. (m)	ARO (km ²)	Åkermark (%)	Betesmark (%)	Öppen mark (%)	Skogsmark (%)	Sankmark (%)
M42	Skåne	23	10,6	92	1,0	6,6	0,5	0,2
N34	Halland	5,9	12,3	80	3,4	8,4	8,3	0,0
O18	Västergötland	67	8,2	91	0,2	7,4	1,9	0,0
E21	Östergötland	103	17,4	88	1,2	7,2	4,0	0,1

M42 (Skåne) – Den biologiska övervakningen sker på en 100-m sträcka nedströms platsen där täckdiket kommer upp i dagen och där den kemiska övervakningen sker. Bäckan är rätad och kantad av granar på ena sidan och åker på andra sidan. Bottenarna består av grus på ett ganska fast underlag av lera. På östra sidan om vattendraget finns en rad med träd som ger förmiddagsskugga. Död ved saknas nästan helt. Strandvegetation består mestadels av gräs.

N34 (Halland) – Bäckan ligger i ett betesområde och kantas av al. Mycket död ved i vattnet. Botten-substratet domineras av finsediment och sand, med inslag av grus. Död ved vanligt, men ofta täckt av sand/lera. Strandvegetation består mestadels av gräs.

O18 (Västergötland) – Bäckan är meandrande med flera djupa partier. Bottenarna domineras av lera och finsediment, men även steniga partier förekommer. Grov detritus och död ved finns i riklig mängd i bäcken. Vegetationen i bäcken domineras av igelknopp. Strandvegetationen domi-

neras av gran och stora örter (mest älgört), men även några stora pilträd finns. Bäckens har vid flera provtagningar varit mycket grumlig, ”mjölkig”.

E21 (Östergötland) – Bäckens är av dikeskaraktär. Bottnarna domineras av fast lera (”lerhäll”), men enstaka partier med grus och sten förekommer. Anmärkningsvärt är att leraggregat stora som grus utgör substratet i vissa delar av bäcken. Strandvegetationen består av enstaka träd (pil) och buskar. Obefintligt med död ved och grovdetritus i vattnet således. Vegetationen i bäcken består av vass utmed kanterna, samt vattenmossa och trådalger i vattnet.

2.2 Beräkning av toxiska enheter

För att uppskatta hur toxiska blandningar av bekämpningsmedel är kan man beräkna så kallade *toxic units* eller toxiska enheter. Vid beräkning av toxiska enheter bildar man en kvot mellan den uppmätta koncentrationen för varje ämne i ett vattenprov och dess EC₅₀-värde (koncentration där hälften av en grupp organismer påverkas) för den känsligaste testorganismen, d.v.s. alger, vattenloppa eller fisk. I nästa steg summerar man dessa kvoter för samtliga ämnen i ett vattenprov för att få $\sum TU$ som är specifika för alger, *Daphnia* (vattenloppa) och fisk. Vi har vid beräkning av EC₅₀-värden använt oss av akuta tester (d.v.s. tester som mäter tillväxt, rörlighet och/eller överlevnad). I första hand kommer EC₅₀-värden från de sammanställningarna av riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten i Sverige (KemI 2008, Andersson och Kreuger 2011). I andra hand har vi extraherat EC₅₀-värden från *European Pesticide Properties Database* (PPDB 2013). Miljöövervakningens koncentrationer av bekämpningsmedel för vattenprov tagna 2007–2012 har på så sätt omvandlats till toxiska enheter.

2.3 Provtagning och analys av fastsittande kiselalger

Provtagning och analys av fastsittande kiselalger utfördes enligt metoden angiven i Naturvårdsverkets föreskrifter om övervakning av ytvatten (NFS 2006:11, Naturvårdsverket, 2006). Provtagningsmetoden som baseras på SIS (2003) beskrivs mer utförligt i ”Undersökningstyp: Påväxt i rinnande vatten – kiselalgsanalys” (Naturvårdsverket, 2009) och går i korthet ut på att man samlar in ett antal knytnävsstora stenar i vattendraget och borstar av dem med en tandborste. De fastsittande algerna lossnar och fångas upp i en vanna, förs över till en flaska och fixeras med etanol. På laboratoriet framställs sedan mikroskoppreparat för identifiering av kiselalgsarter och räkning av skal. Kiselalgspreparat framställdes av Institutionen för vatten och miljö vid SLU. De personer som har gjort identifieringen av arter (enligt SIS, 2005) har varit godkända i Nordiska Kiselalgsinterkalibreringar och har harmoniserat sitt sätt att analysera kiselalger (Kahlert och Albert, 2013). Beräkning av kiselalgsindex, klassindelning, tolkning av resultat och rapportskrivning har gjorts av Maria Kahlert, Institutionen för vatten och miljö, SLU. Provtagningen genomfördes en gång per år, under hösten. 2007 togs prover utöver de fyra bäckar med kontinuerlig övervakning av växtskyddsmedel även i fyra andra små bäckar som ingår i typområden på jordbruksmark (C6, F26, I28 och M36). Under 2008 gjordes en utökad provtagning vid sex tillfällen (april t.o.m. oktober) i tre av de ingående bäckarna (E21, O18 och M42) samt i två andra jordbruksbäckar i södra Sverige (Silvåkra och Svaneberg) inom ramen för ett forskningsprojekt från FORMAS. Även dessa data presenteras här.

Bedömning av kiselalgsresultaten har gjorts enligt index angivna i rådande bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (Havs- och vattenmyndigheten, 2013). Metoderna finns mer beskrivna i Naturvårdsverkets handbok 2007:4 (Naturvårdsverket, 2007) samt i ”Bakgrunds-rapport för revideringen 2007 av bedömningsgrunder för påväxt – kiselalger i vattendrag” (Kahlert m.fl., 2007). Bedömning av vattenkvaliteten grundar sig på olika index: **IPS** (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique, Cemagref 1982), samt två stödparametrar: **%PT** (andelen skal från föroreningstoleranta arter) och **TDI** (Trophic Diatom Index) (Kelly, 1998). **IPS** visar påverkan av näringsämnen och organiska föroreningar, **%PT** indikerar graden av organisk förorening och **TDI** indikerar eutrofiering. Med organiska föroreningar avses här organiska ämnen som orsakar hög syreförbrukning i vattnet. **IPS** används för att ta fram statusklassen medan stödparametrarna används för att få en säkrare bedömning. Förutom de nämnda indexen användes även artrikedomen (antalet taxa) och Shannons diversitetsindex för att beskriva kiselalgssamhället.

Även det nya hjälpindexet ”Preliminär screening indikator” har beräknats enligt ”Utveckling av en miljögiftsindikator – kiselalger i rinnande vatten” (Kahlert 2012a). Indexet indikerar ”höga eller mycket höga” halter av tungmetaller (Cu, Zn, Cd, Pb) enligt Naturvårdsverkets indelning (1999) men kan också tänkas spegla förekomsten av bekämpningsmedel. Bedömning med indikatorn grundar sig främst på andelen missbildade kiselalgsskal och antalet taxa. Bedömningen kan stödjas av andelen av vissa toleranta taxa, en tendens till tydliga och sällsynta deformationer, samt en låg diversitet i ett prov. Maria Kahlert vid SLU leder studier kring relationen mellan olika föroreningar och frekvensen av missbildade skal hos kiselalger. Preliminära resultat visar att skaldeformationerna grovt följer bekämpningsmedelskoncentrationerna i vattendragen (Kahlert 2012b), samt att det går 1–2 månader mellan giftpåverkan och ökning av andelen deformerade kiselalgskal (Kahlert 2012b).

2.4 Provtagning och analys av bottenfauna och fisk

Bottenlevande evertebrater har provtagits med sparkmetoden (SS EN 27828), som är en semi-kvantitativ metod som finns angiven i Naturvårdsverkets föreskrifter om övervakning av ytvatten (NFS 2006:11). Metoden beskrivs närmare i ”Undersökningstyp: Bottenfauna i sjöars litoral och vattendrag – tidsserier” (Naturvårdsverket, 2010a) och går i korthet till så att man sätter ett nät (maskstorlek 0,5 mm) mot vattendragets botten och sedan med ena foten virvlar upp bottenstratum framför nätet så att substrat och bottenlevande djur hamnar i nätet. Sedan arbetar man 1 meter nedströms under 1 minut. Provet sällas sedan (0,5 mm), förs kvantitativt över i behållare och fixeras i etanol (slutkoncentration 70%). Fem sådana prov har tagits per lokal. Proverna sorteras på laboratorium och djuren artbestäms enligt en standardiserad artlista. Index angivna i rådande bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (Havs- och vattenmyndigheten, 2013), samt några andra relevanta index (t.ex. SPEAR) har beräknats. Vid beräkning av index och bedömning slås informationen i de fem proven ihop.

Provtagningen genomfördes i enlighet med metodbeskrivningen ovan under hösten (oktober–november). På motsvarande sätt som för kiselalger så gjordes en utökad provtagning under hela växstsäsongen 2008 inom ramen för ett forskningsprojekt från FORMAS. I detta projekt användes

dock en annan provtagningsmetod, en s.k. modifierad Surbermetod, där fauna inom en viss yta provtas genom att en ram placeras på botten uppströms håven.

Bottenfaunaresultaten jämförs i denna rapport med resultat från 100 slumpvist utvalda vattendrag i södra Sverige, den nemoral och boreonemoral regionen av landet, som har sin utbredning söder om en linje mellan Uppsala och Karlstad (*Limes Norrlandicus*). Dessa vattendrag provtogs med avseende på bottenfauna under riksinventeringen 2000 som SLU utförde i uppdrag av Naturvårdsverket. Provtagningen är stratifierad i tiden (höstprovtagning) för att minska variationen som beror av årstid.

Artbestämning har i många fall skett ned till artnivå, men samtliga djur som påträffas i ett prov kan inte bestämmas till art. Därför används i redovisningen begreppet ”taxa. Ett taxon är en obestämd taxonomisk enhet (t.ex. art, släkte, familj). Artbestämning har skett vid SLU:s ackrediterade laboratorium (pesticidvattendragen och en del av riksinventeringsvattendragen) eller vid ackrediterade konsulter i landet (en del av riksinventeringsvattendragen) enligt en standardiserat taxonomisk lista.

Standardiserat elfiske har bedrivits med växelströmgenerator och likriktare under sensommaren /hösten 2007. På samtliga lokaler gjordes tre fisken. Fisken förvarades mellan fiskomgångarna i syresatt vatten i stora hinkar, artbestämdes, mättes och släpptes sedan tillbaka i bäckavsnittet som provfiskats. Tillvägagångssättet följer vad som är angivet i Naturvårdsverkets föreskrifter om övervakning av ytvatten (NFS 2006:11) och ”Undersökningstyp: Elfiske i rinnande vatten” (Naturvårdsverket, 2010b). Index angivna i rådande bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitets-normer avseende ytvatten (Havs- och vattenmyndigheten, 2013) har beräknats.

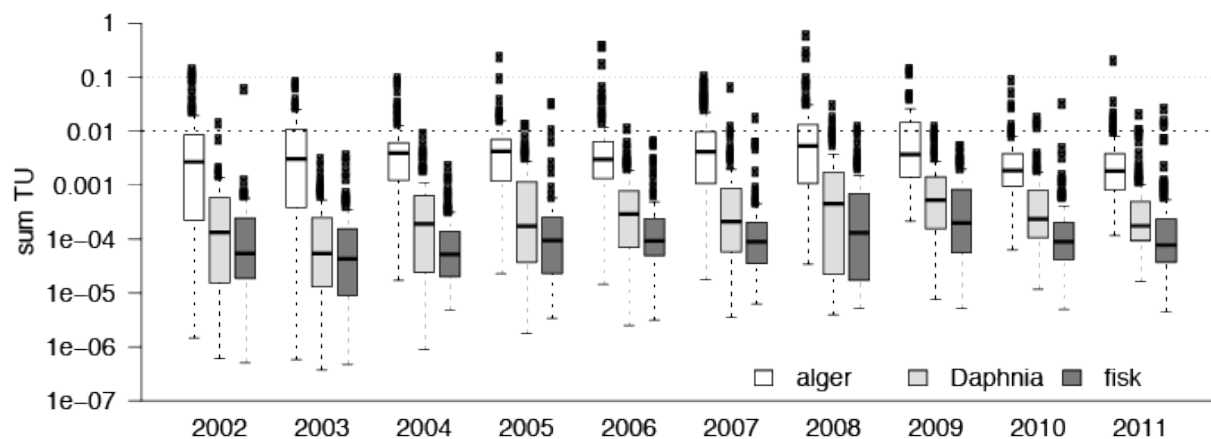
3. Resultat och diskussion

3.1 Toxiska enheter kopplar koncentrationer till potentiella effekter

Resultaten från miljöövervakningen av växtskyddsmedel (2002–2011) visar att det i genomsnitt finns rester av 9 till 18 olika bekämpningsmedel i ett vattenprov (Bundschuh m.fl. 2014). Vid enstaka tillfällen kan ett vattenprov innehålla fler än 35 olika bekämpningsmedel. Dessa toppar i bekämpnings-medelskoncentrationer inträffar ofta under försommaren, men även under hösten efter kraftiga regn. Varje år hittas mellan 10 och 27 bekämpningsmedel som överskrider sina riktvärden (värden baserade på ekotoxikologiska tester, fastställda till skydd för vattenlevande organismer i ytvatten), och att antalet överskridanden tenderar att öka med tiden, delvis som följd av sänkta detektionsgränser för vissa ämnen med låga riktvärden (Lindström m.fl. 2013).

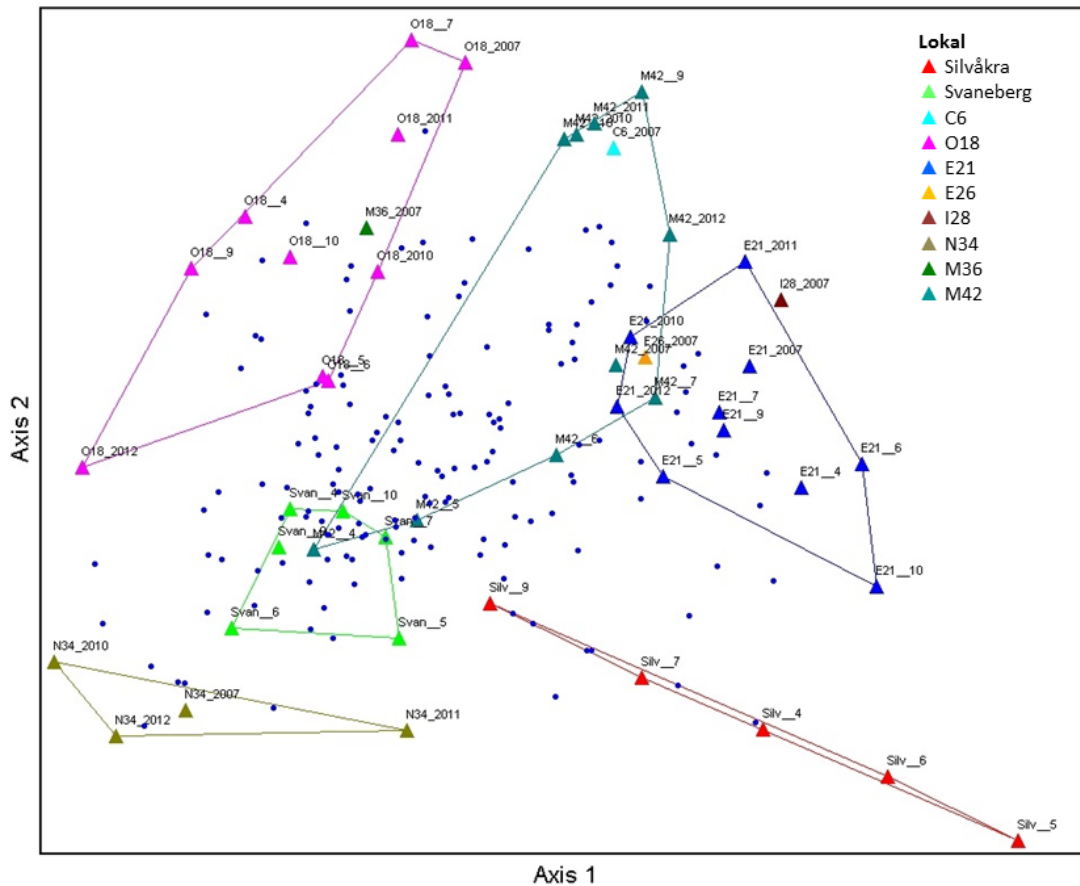
Figur 1 visar tidsserier för summerade toxiska enheter (toxic units, Σ TU) för alger, *Daphnia* och fisk mellan 2002 och 2011, baserat på data över bekämpningsmedel från de fyra miljöövervaknings-bäckarna. Figuren sammanfattar den uppskattade totala giftigheten för alger, vattenloppor och fisk för samtliga mätvärden sedan 2002. De nivåer där man kan förvänta sig negativa akuta effekter på vattenlevande organismer överskrids vid nästan två procent av 1077 mättillfällen. Detta inträffar främst under våren och försommaren när besprutning sker på åkrarna. Siffran är sannolikt en underskattning eftersom den baseras på veckovisa medelkoncentrationer. Under kortare tidsintervall, till exempel i samband med kraftig nederbörd och höga vattenflöden, kan koncentrationerna vara avsevärt högre. Dessutom underskattar toxiska enheter giftigheten från neo-

nikotinoiderna, en relativt ny grupp av insektsbekämpningsmedel, som är mycket giftigare för insektslarver och bottenlevande kräfdjur än för vattenloppor (daphnier) (t.ex. Beketov och Liess, 2008). Sammanställningen visar vidare att den beräknade totala giftigheten och därmed risken för skador på ekosystemen är rätt konstant över tiden.



Figur 1. Tidsserier för summerade toxiska enheter för vattenprover från de fyra övervakningsbäckarna E21, M42, N34 och O18 mellan 2002 och 2011. Boxarna anger medelvärdet, samt 10- och 90-percentilen, medan felstaplarna och symbolerna anger extremvärden. De prickade och streckade linjerna anger EU:s gränsvärden för alger (0,1), respektive för vattenloppor och fisk (0,01) (se European Commission 2009).

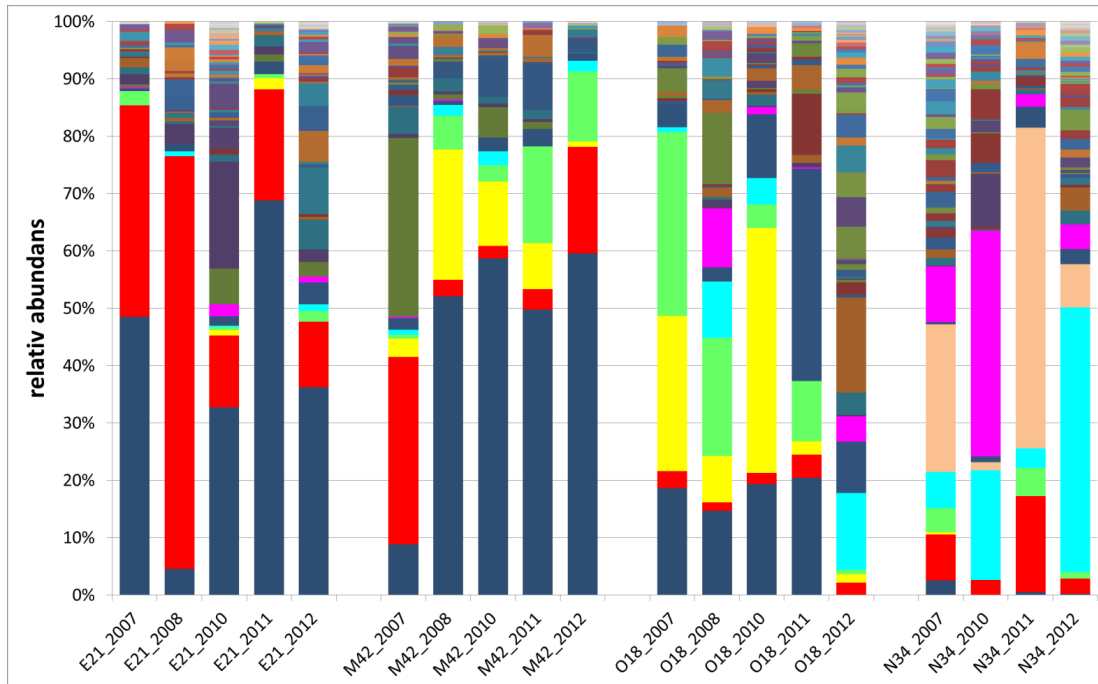
3.2. Fastsittande kiselalger



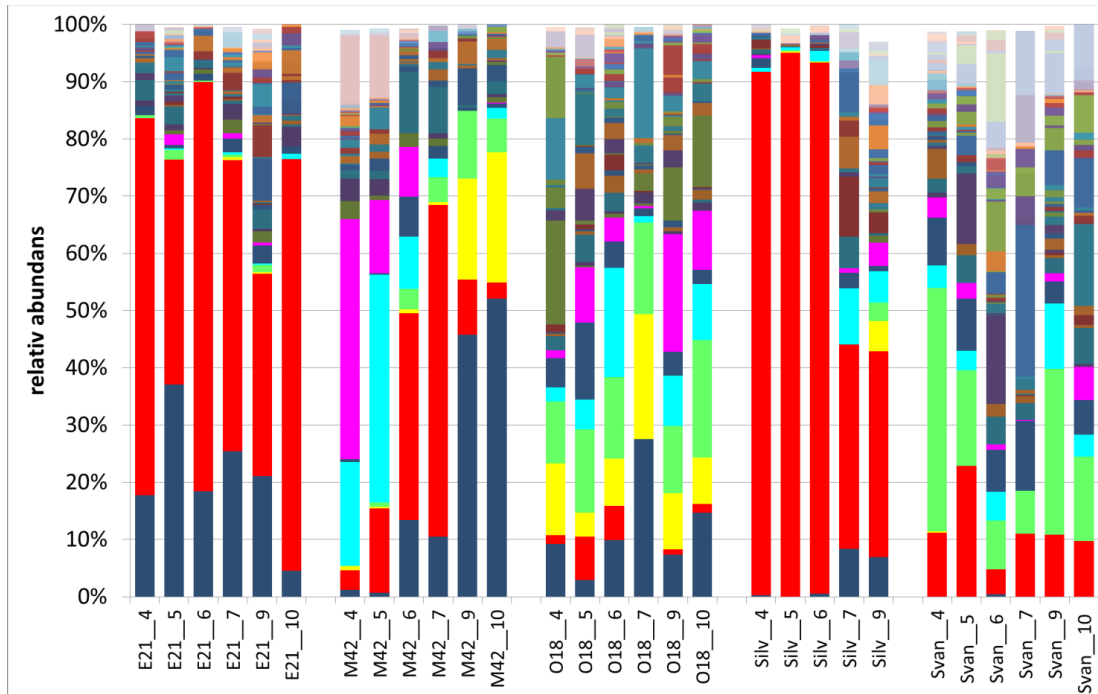
Figur 2. Likhet av kiselalgssamhällen mellan alla prover i undersökningen (NMDS, 154 kiselalgstaxa, lokalerna E21, M42, N34, O18, Svaneberg och Silvåkra för åren 2007-2012, C6, E26, I28 och M36 endast år 2007). Numren efter namnen anger provtagningsår eller månad för provtagning under 2008. ● visar positionen av enstaka kiselalgarter. Lokaler som togs vid flera tillfällen är områdesmarkerade så att variationen syns tydligt.

Samhällen av fastsittande kiselalger skiljer sig påtagligt mellan lokaler, samt över tiden, både mellan och inom året 2008, då månatliga prover analyserades i tre av miljöövervakningsbäckarna (E21, O18 och M42) samt i två andra jordbruksbäckar i södra Sverige (Silvåkra och Svaneberg) (figur 2). Kiselalgssamhällen i de fyra övervakningsbäckarna har en sammansättning som kännetecknas av kiselalgstaxa som brukar förekomma i näringsrika vatten, och som har visat prov på att kunna dominera ett samhälle (figur 3, 4). Tre av bäckarna (E21, O18, M42) domineras av *Amphora pediculus* (Kützing) Grunow, i kombination med en till tre andra taxa (taxakomplexet *Achnantheidium minutissimum* i E21 och M42, *Eolimna minima* (Grunow) Lange-Bertalot och *Rhoicosphenia abbreviata* (C.A. Agardh) Lange-Bertalot i M42 och O18).

N34 domineras i stället av en kombination av *Karayevia oblongella* M. Aboal, *Navicula gregaria* Donkin och *Navicula lanceolata* Ehrenberg. De bäckar som domineras av *Amphora pediculus* är mycket lika de mest påverkade vattendrag i Skåne och på Gotland, men också på vissa lokaler i Uppland och mellansvenska jordbruksbygder (figur 2, Maria Kahlert, opublicerade data). De ovan nämnda taxa dominerar stort vissa år, dock inte varje år. De flesta taxa förekommer i låga antal, ett resultat som är vanligt för kiselalgssamhällen (Kahlert 2011).



Figur 3. Mellanårsvariation av kiselalgssamhällets sammansättning 2007-2012 i de fyra bäckarna som övervakas inom den nationella miljöövervakningen av växtskyddsmedel (E21, O18, M42 och N34). Figuren visar relativ abundans i provet för ■ *Amphora pediculus* (Kützing) Grunow, ■ *Achnanthydium minutissimum*, ■ *Eolimna minima* (Grunow) Lange-Bertalot, ■ *Rhoicosphenia abbreviata* (C.A. Agardh) Lange-Bertalot, ■ *Karayevia oblongella* M. Aboal, ■ *Navicula gregaria* Donkin, ■ *Navicula lanceolata* Ehrenberg.

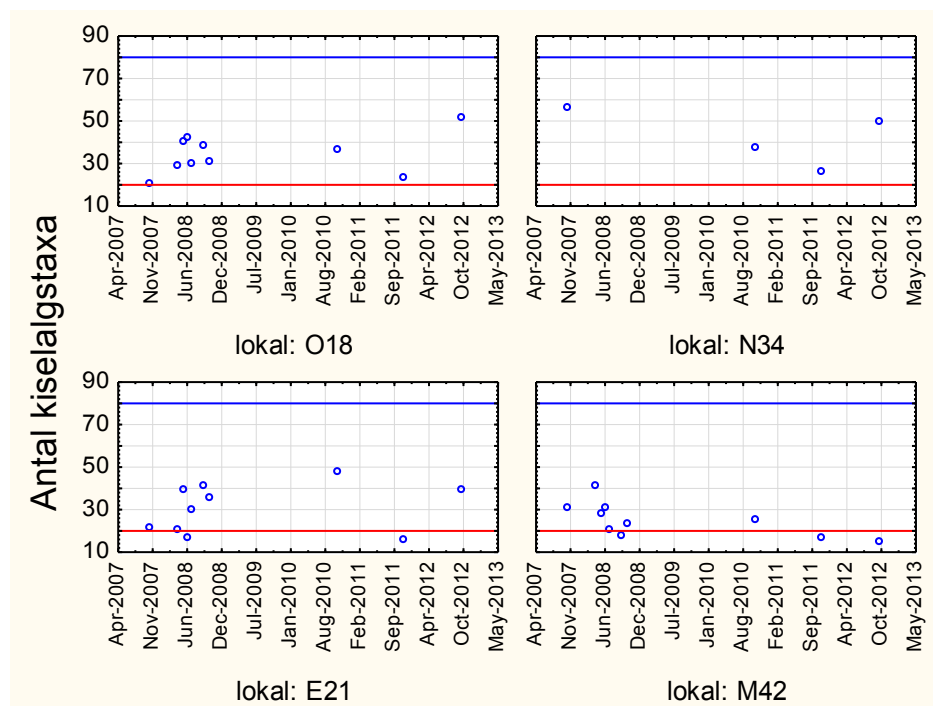


Figur 4. Inomårsvariation av kiselalgssamhällets sammansättning under 2008 vid sex olika provtagningstidpunkter (april tom oktober) i tre bäckar som övervakas inom den nationella miljöövervakningen av växtskyddsmedel (E21, O18, M42) samt två andra mindre jordbruksbäckar i södra Sverige (Silvåkra, Svaneberg). ■ *Amphora pediculus* (Kützing) Grunow, ■ *Achnanthydium minutissimum*, ■ *Eolimna minima* (Grunow) Lange-Bertalot, ■ *Rhoicosphenia abbreviata* (C.A. Agardh) Lange-Bertalot, ■ *Karayevia oblongella* M. Aboal, ■ *Navicula gregaria* Donkin, ■ *Navicula lanceolata* Ehrenberg. Rubrikerna längs x-axeln hänvisar till bäckarna samt månad för provtagning under 2008.

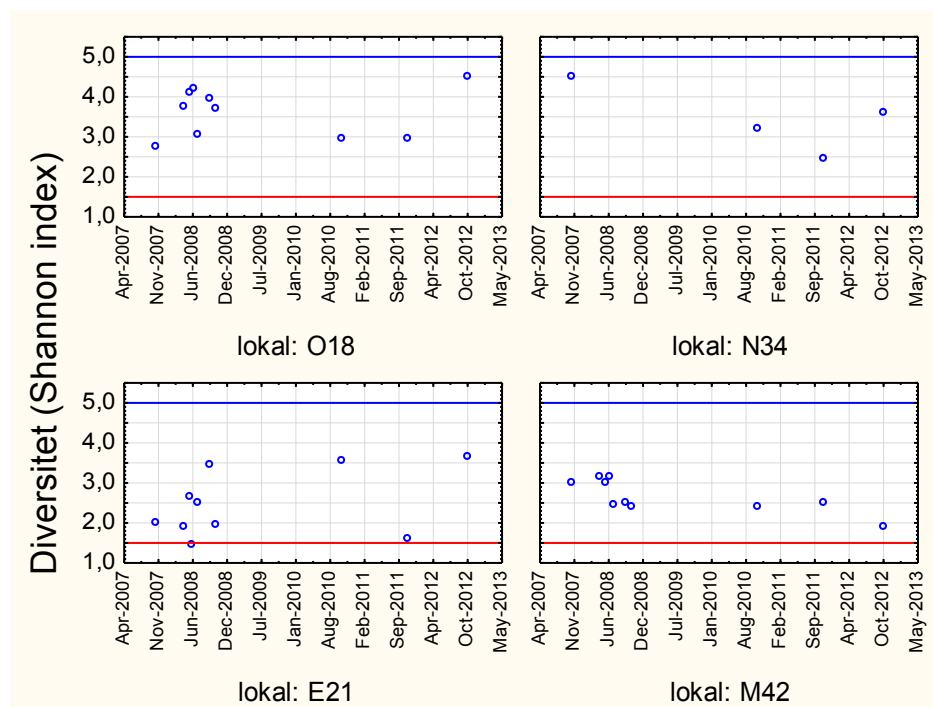
I E21 var inomårsvariationen mindre än mellanårsvariationen, men i M42 var det tvärtom (figur 3, 4). I O18 är det ungefär samma variation inom och mellan år. Av de två extrabäckarna som provtogs visar Svaneberg en ganska divers kiselammansättning som tycks vara ganska stabilt under året, medan kiselalgssamhällen i Silvåkra på våren och försommaren domineras stort av *Achnanthydium minutissimum*. Den höga förekomsten av *A. minutissimum* i proven från Silvåkra kan vara ett tecken på en återkolonisering efter en störning. I oktoberproven från Silvåkra hittades inga kiselalgsskal alls. Anledningen till det är oklart.

Antalet kiselalgstaxa i bäckarna inom typområdena ligger mellan 15 och 56 (figur 5) och diversiteten (Shannon index) mellan 1,47 och 4,52 (figur 6). Som jämförelse kan sägas att 90% av vattendragen i Sverige har mellan 20 och 80 kiselalgstaxa och en diversitet mellan 1,5 och 5 (Kahlert 2011). För de flesta provena från övervakningsbäckarna ligger antalet taxa och diversitet i paritet med ett genomsnitt för Sverige, men är ibland är de lägre, vilket brukar vara ett tecken på att vattendraget är påverkat på något sätt. Diversiteten var låg bara för vissa prov i E21, medan antalet arter var mycket lågt vid några tillfällen i alla bäckar förutom N34. Påverkan kan vara naturlig, t.ex. genom höga vattenflöden med erosion som följd, men kan också ha antropogena orsaker. Många herbicider påverkar algernas fotosyntes och tillväxt på samma sätt som för många landväxter.

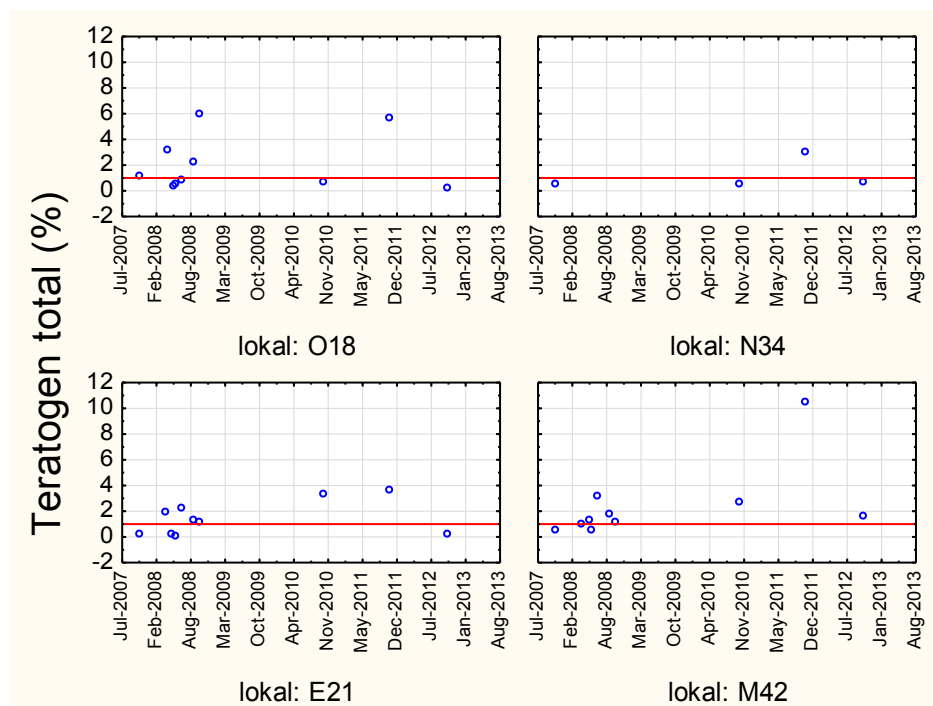
Andelen missbildade (teratogena) skal av kiselalger låg i många fall över 1%, som har angetts som ett naturligt bakgrundsvärde (figur 7). Många observerade fall av missbildningar var tydliga sådana (Maria Kahlert, personlig kommunikation). Det kan tolkas som en miljögiftpåverkan, men vi vet idag för lite om relationen mellan exponering och missbildningsfrekvens för att kunna dra säkra slutsatser kring det. Eftersom samband och verkan för kiselalgsdeformationer med miljögifter och tungmetaller är ett område där forskning pågår så är det svårt att avgöra vilka substanser och halter som inducerar deformationer, men sambanden är välkända (Falasco m.fl. 2009, Morin m.fl. 2011). Kiselalgerna har, liksom andra mikroalger, relativt korta generationstider och bör därmed också snabbt kunna återhämta sig efter en störning.



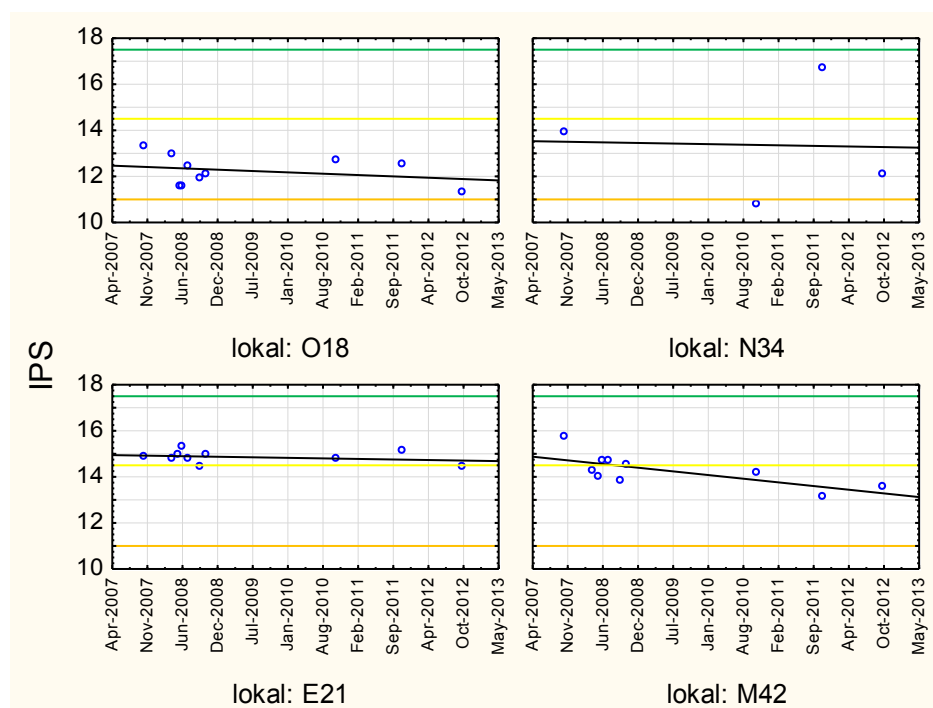
Figur 5. Antal kiselalgstaxa för prover från de fyra bäckarna som övervakas inom den nationella miljöövervakningen av växtskyddsmedel för perioden 2007-2012. Notera att även inomårsvariationen för 2008 visas. Området mellan röd och blå linje anger 10 och 90-percentilen för vattendrag i hela Sverige.



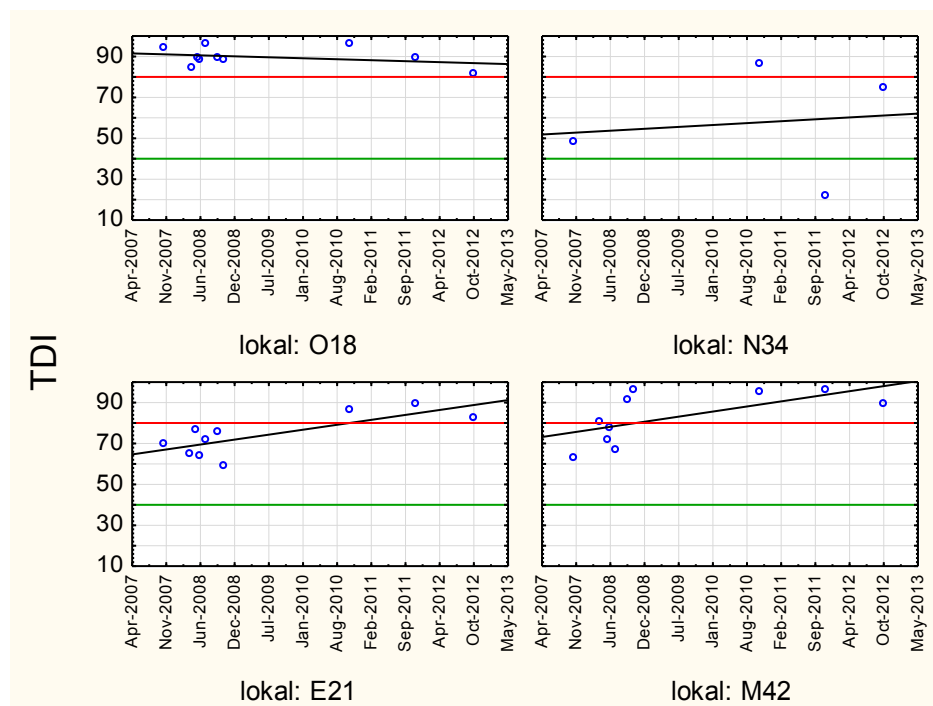
Figur 6. Diversitet (Shannon index) för fastsittande kiselalger för de fyra bäckarna som övervakas inom den nationella miljöövervakningen av växtskyddsmedel för perioden 2007-2012. Notera att även inomårsvariationen för 2008 visas. Området mellan den röda och blå linjen anger 10 och 90-percentilen för vattendrag i hela Sverige.



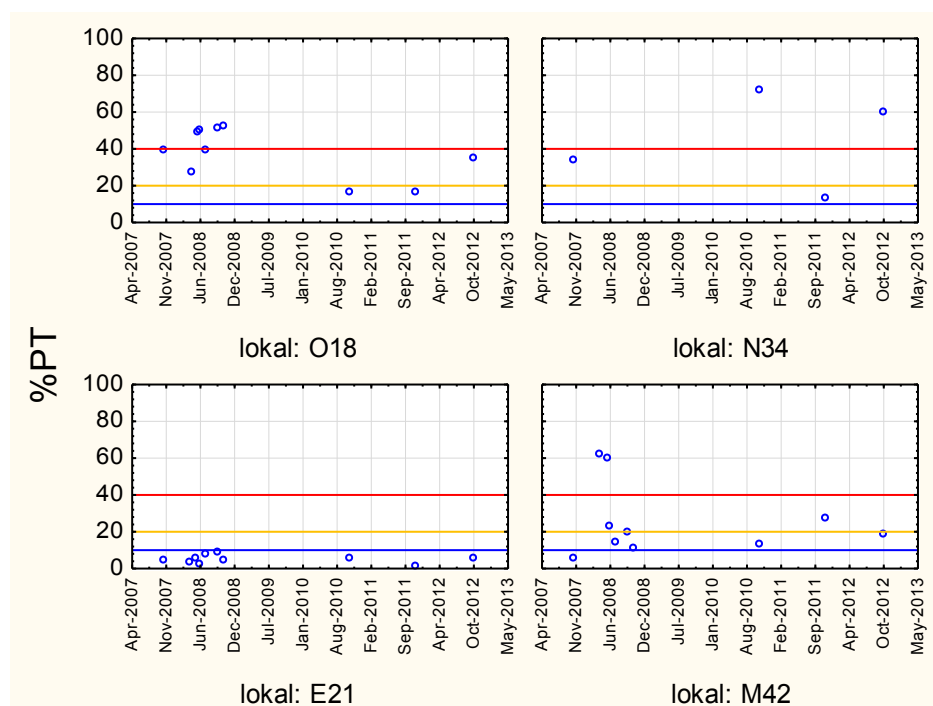
Figur 7. Frekvensen av teratogena (missbildade) kiselalgskal för de fyra bäckarna som övervakas inom den nationella miljöövervakningen av växtskyddsmedel för perioden 2007-2012. Notera att även inomårsvariationen för 2008 visas. Den röda linjen markerar 1% gränsen, som ger något av en naturlig bakgrundsfrekvens.



Figur 8. Kiselalgsindex IPS för prover från de fyra bäckarna som övervakas inom den nationella miljöövervakningen av växtskyddsmedel för perioden 2007-2012. IPS står för Indice de Polluo-sensibilité Spécifique och indikerar påverkan av näringsämnen och organiska föroreningar. Notera att även inomårsvariationen för 2008 visas. De färgade linjerna visar klassgränser enligt bedömningsgrunderna (HVMFS 2013:19): IPS < 11 otillfredsställande ekologisk status, 11-14,5 måttlig status, 14,5-17,5 god status. Den svarta linjen visar trenden över tiden (linjär regression).



Figur 9. Kiselalgsindex TDI för prover från de fyra bäckarna som övervakas inom den nationella miljöövervakningen av växtskyddsmedel för perioden 2007-2012. Notera att även inomårsvariationen för 2008 visas. TDI står för Trophic Diatom Index och indikerar eutrofiering. Notera att inomårsvariationen visas för 2008. Linjer visar klassgränser enligt bedömningsgrunderna (HVMFS 2013:19): TDI > 80 otillfredsställande-dålig ekologisk status, 40-80 god- måttlig status, < 40 hög status. Den svarta linjen visar trenden över tiden (linjär regression).



Figur 10. Andelen föroreningstoleranta taxa av kiselalger (%PT) för prover de fyra bäckarna som övervakas inom den nationella miljöövervakningen av växtskyddsmedel för perioden 2007-2012. PT anger andelen föroreningstoleranta arter/taxa i provet. Notera att inomårsvariationen visas för 2008. Linjer visar klassgränser enligt bedömningsgrunderna (HVMFS 2013:19): %PT > 40 dålig ekologisk status, 20-40 otillfredsställande status, 10-20 måttlig status, < 10 god-hög status.

Kiselalgsbaserade index för de fyra bäckarna visar både på övergödning och på förekomst av lättnedbrytbara organiska föroreningar (figur 8-10). IPS indikerade att E21 konsekvent höll *god* ekologisk status (figur 8). E21 var också den bäck som hade lägst andelen toleranta taxa (%PT), vilket tyder på låga halter organiska föroreningar (figur 10).

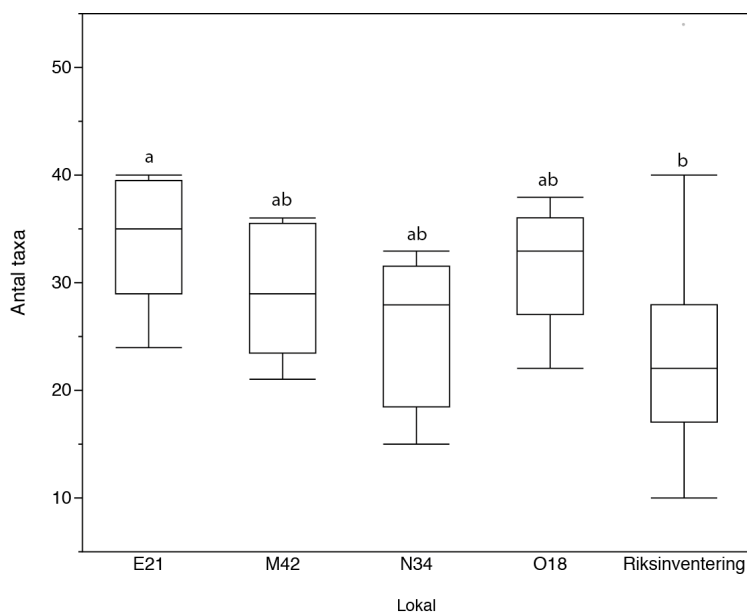
I E21 och M42 finns en trend till ökade TDI värden, vilket tyder på ökande övergödningseffekter (figur 9). I M42 sjunker klassningen från *god* till *måttlig* status över provtagningsintervallet. I M42, precis som i O18 och N34, indikerar kiselalgerna, genom förekomst av heterotrofa taxa i proverna, tydliga tecken på organiska föroreningar. Med organiska föreningar avses här organiskt material som orsakar hög syreförbrukning i vattnet. Även O18 och N34 har höga TDI-värden, som tillsammans med de ganska låga IPS-värden tyder på övergödning, vilket i båda fallen har lett till att vattendragen är nära gränsen till *otillfredsställande* status.

Många studier har visat att kiselalger är goda indikatorer av vattenkvaliteten och kiselalgsindex används för bedömning av vattenkvalitet i vattendrag (och sjöar) i många länder. De index som redovisas här indikerar en eutrofieringspåverkan och eventuella effekter av organiska föreningar som bidrar till hög syreförbrukning i vattnet. Andelen toleranta taxa (%PT) syftar därmed också på arter som är toleranta mot dylika föroreningar och inte specifikt mot en påverkan med bekämpningsmedel.

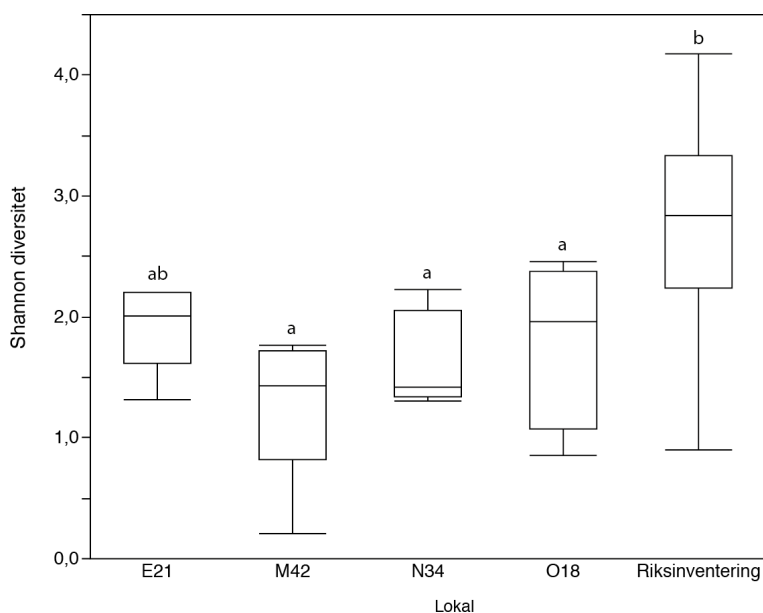
3.3. Bottenlevande djur

Bäckarna inom övervakningen av växtskyddsmedel har bottenar som karaktäriseras av leriga eller sandiga substrat. Dessa enformiga ler- eller sandsubstrat hyser mindre fauna än steniga substrat där mellanrummen mellan stenarna ger många livsutrymmen (habitat) för insektslarver, kräddjur och annan evertebratfauna. I den ordinarie miljöövervakningen av bottenlevande djur sker provtagning på steniga bottenar, eftersom studier har visat att man där hittar flest indikatorarter. Vid provtagning i bäckarna inom övervakningen av växtskyddsmedel har vi därför tagit flera av de fem proverna som samlats in på de sparsamma partierna med steniga substrat. Dessa substrat är egentligen mindre representativa för bäcken och blir därmed överrepresenterade i provet.

Av bäckarna hade N34 lägst andel taxa av bottenlevande djur ($25,6 \pm 3,4$, medel \pm standard avvikelse) och E21 hade högst ($34,4 \pm 3,4$) vid ett provtagningsstillfälle. Medelvärde för riksinventeringens slumpade vattendrag var med $22,9 \pm 0,7$ lägre, men variationen var stor (figur 11). Ett medelvärde för bara 30 riksinventeringsvattendrag i det jordbruksintensiva Skåne län var $21,8 \pm 1,5$ taxa. Att artrikedomen i riksinventeringsvattendragen är lägre än den i övervakningsbäckarna i typområdena kan vara en följd av att övervakningsbäckarna generellt är mera näringsrika än riksinventeringsvattendragen. Även det faktum att man i analysen av riksinventeringsvattendragen tillämpade analys av delprov kan spela in. Proven från övervakningsbäckarna har i stället sorterats i sin helhet. Skillnaden kan också vara en följd av att riskinventeringsproverna innehåller en del prov från försurade vattendrag som håller lägre artrikedomen. Mellanårsvariationen i antalet fångade taxa var relativt stor inom varje vattendrag där E21 varierade mellan 24 och 40 fångade taxa, M42 mellan 21 och 36, N34 mellan 15 och 33, samt O18 mellan 22 och 38. I riksinventeringsmaterialet varierade antalet fångade taxa mellan 10 och 54.



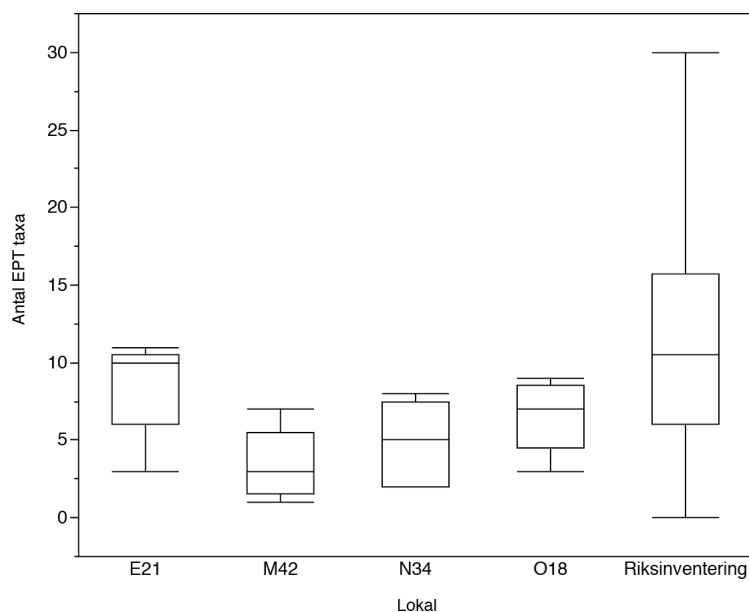
Figur 11. Antalet fångade taxa av bottenlevande djur i de 4 övervakningsbäckarna och i vattendrag som provtogs under riksinventeringen 2000. Boxarna anger medelvärdet och 25- och 75-percentilen, medan felstaplarna ger hela variationsvidden. Bokstäver indikerar resultat från parvisa tester (HSD-tester), så att signifikanta skillnader föreligger för lokaler som inte har gemensamma bokstäver.



Figur 12. Shannon diversitet för bottenlevande djur i de 4 övervakningsbäckarna och i vattendrag som provtogs under riksinventeringen 2000. Boxarna anger medelvärdet och 25- och 75-percentilen, medan felstaplarna ger hela variationsvidden. Bokstäver indikerar resultat från parvisa tester (HSD-tester), så att signifikanta skillnader föreligger för lokaler som inte har gemensamma bokstäver.

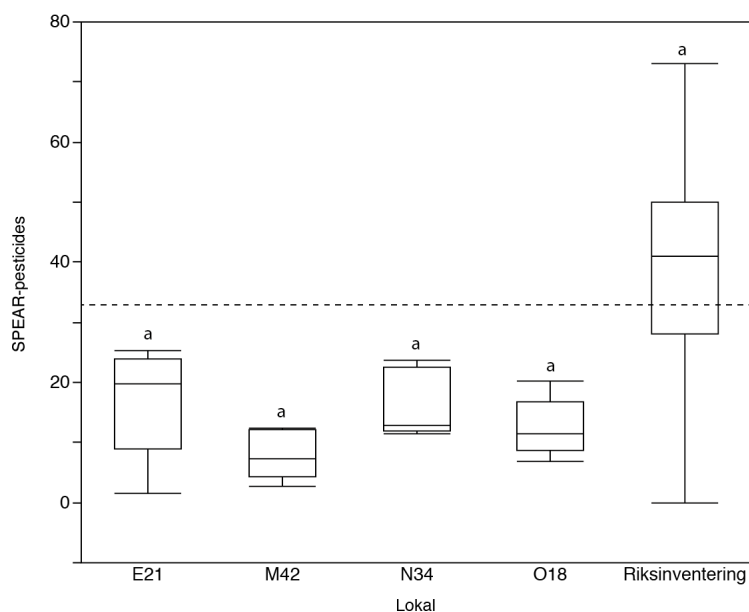
Om man istället jämför Shannons diversitetsindex, som ger ett mått på den biologiska mångfalden i vattendragen, så blir bilden en annan. Medelvärdet för Shannons diversitetsindex för tre av de fyra bäckarna som ingår i studien är signifikant lägre än för riksinventeringsvattendragen (figur 12). Riksinventeringsvattendragen har ett medeldiversitetsindex på 2,74, medan de fyra bäckarna som ingår i studien har medelvärden som ligger mellan 1,30 och 1,92. Även populationen av 30 riksinventeringsvattendrag i Skåne län har en högre diversitet, $2,65 \pm 0,16$ (10–90 percentilen 2,31–2,98) än de fyra övervakningsbäckarna. Trots att de har minst lika många arter som riksinventeringsvattendragen så har övervakningsbäckarna alltså en lägre diversitet. Det visar att övervakningsbäckarna hade en lägre s.k. *evenness*, d.v.s. en mera ojämn fördelning av arternas förekomst i provet än riksinventeringsvattendragen. När vissa arter dominerar starkt i ett prov får provet en lägre *evenness*. Det kan vara en följd av att upprepade störningar gynnar toleranta arter. Sötvattenmärlan *Gammarus pulex* har t.ex. mycket höga populationstätheter i E21 och M42 (383–

2590 ind/prov), medan knottlarver förekommer i mycket höga antal i M42, N34 och O18 (605–3394 ind/prov).



Figur 13. Antalet taxa av dag-, bäck- och nattsländor, EPT_{taxa} , bland bottenlevande djur (± 1 standardfel) i de 4 övervakningsbäckarna och i vattendrag som provtogs under riksinventeringen 2000. Boxarna anger medelvärdet och 25- och 75-percentilen, medan felstaplarna ger hela variationsvidden. Parvisa tester (HSD-tester) visade inte på signifikanta skillnader mellan grupperna.

Det sammanlagda antalet av taxa av dag-, bäck och nattsländor sammanfattas i indexet EPT_{taxa} . Dag-, bäck och nattsländor är artrika grupper av akvatiska insekter med många arter som indikerar en hög vattenkvalitet. Indexet används i många länder för bedömning av vattenstatus. Resultaten visar att man i medel finner färre än 5 EPT_{taxa} i M42, N34 och O18, medan både E21 och riksinventerings-vattendragen i medel har signifikant högre värden för EPT_{taxa} , respektive 7,8 och 10,7 (figur 13). De 30 slumpvist utvalda skånska vattendrag som ingick i riksinventeringen hade i medel $8,7 \pm 1,1$ EPT_{taxa} .



Figur 14. SPEAR-indexet för bottenlevande djur (± 1 standardfel) i de 4 övervakningsbäckarna och i vattendrag som provtogs under riksinventeringen 2000. Boxarna anger medelvärdet och 25- och 75-percentilen, medan felstaplarna ger hela variationsvidden. Bokstäver indikerar resultat från parvisa tester (HSD-tester), så att signifikanta skillnader föreligger för lokaler som inte har gemensamma bokstäver. Den streckade linjen anger SPEAR-värdet 33 som har föreslagits som gränsvärdet mellan god och måttlig ekologisk status för tyska vattendrag (Beketov m.fl. 2009).

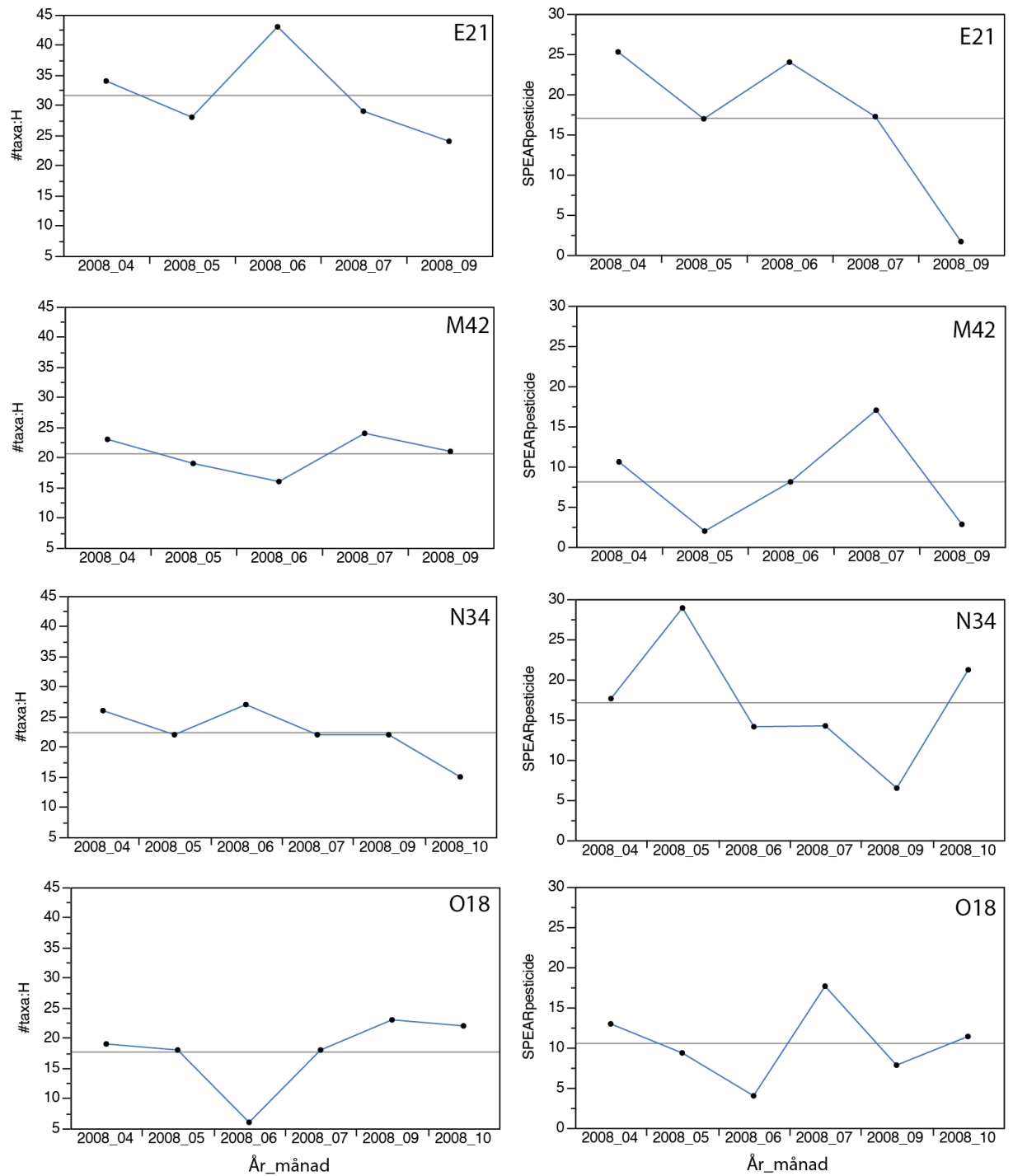
SPEAR_{pesticides} är ett index som har utvecklats i Tyskland (Liess & von der Ohe 2005) och som enligt upphovspersonerna svarar specifikt mot bekämpningsmedelspåverkan. SPEAR betyder *SPEcies At Risk*, och ger ett mått på andelen arter som är känsliga mot bekämpningsmedelspåverkan. Indexet nyttjar inte, som många andra index, artinformationen direkt, utan använder sig i stället av den information som finns i arternas egenskaper, s.k. *traits*. Samtliga fyra övervakningsbäckar visar på SPEAR-värden som ligger långt under värdet 33 som Beketov m.fl. (2009) har föreslagit som gränsen mellan god och måttlig ekologisk status (figur 14). Medelvärde för SPEAR för de 4 vattendragen varierar mellan 8,0 och 17,1, vilket är lågt jämfört med många vattendrag som provtogs inom riksinventeringen 2000 (medelvärde 38,5). Som jämförelse redovisar Schäfer m.fl. (2012) SPEAR-medelvärden mellan 48 och 58 för lokaler som skulle representera referensförhållanden enligt Beketov m.fl. (2009). Bottenfaunaproverna har tagits under hösten, vilket är enligt nationell standardiserad metodik för sådan provtagning. Då många djur har långa livscyklar och reproducerar endast en gång per år, så ger höstprovet en integrerad bild av föroreningsituationen i bäcken. En annan anledning till att man standardiserar provtagning på hösten är att många insekter har sin vuxenfas och parningsperiod under sommaren. De finns således inte i vattendraget, utan flyger omkring i landskapet.

Säsongsmässiga variationer i SPEAR_{pesticides} under 2008 fanns framförallt i E21 och N34, med relativt höga värden på våren och fallande värden under sommaren (figur 15). SPEAR-värdena överskrider dock aldrig värdet 33, som Beketov m.fl. (2009) föreslår som gräns mellan god och måttlig ekologisk status. Säsongstrenderna för SPEAR-index tycks följa de för artrikedomen (antal taxa). Även om antalet taxa som sådant visar lite variation över säsongen så minskar antalet taxa av dag-, bäck- och nattsländor (EPT_{taxa}) gradvis över sommaren, t.ex. från 9 i maj till 2 i oktober i N34. I samtliga bäckar finns det endast 2 eller 3 EPT_{taxa} i septemberproverna. Dag-, bäck- och nattsländor förpuppas, i likhet med andra akvatiska insekter, till vuxna individer som flyger under delar av sommaren för att para sig. Efter äggläggning i vattenmiljön är larverna inledningsvis för små för att fångas med det 0,5 mm stora säll som används inom miljöövervakningen. Av den anledningen har man standardiserat bottenfaunprovtagningen till hösten inom den nationella miljöövervakningen.

Att SPEAR-värdena är låga, trots en rätt så hög artrikedom, skulle kunna tyda på en betydande påverkan av bekämpningsmedel. Beketov m.fl. (2009) klassar vatten med en $\sum TU_{Daphnia}$ på mellan 0,01 och 0,0001 som måttligt kontaminerade (*slightly contaminated*), medan vatten med $\sum TU_{Daphnia}$ som överskrider 0,01 som mycket kontaminerade (*highly contaminated*). Eftersom uppmätta $\sum TU_{Daphnia}$ i övervakningsbäckarna årligen har flera överskridanden av dessa gränsvärden (Figur 1) och SPEAR-värdena är låga, så är det inte osannolikt att bottenfaunan i vattendragen påverkas av den bekämpningsmedelsexponering som sker. Schletterer m.fl. (2010) skriver att låga SPEAR-värden också kan vara en följd av extremt simplificerade bottensubstrat, som t.ex. sand eller lera. Sand är inte bara ett fattigt substrat för bottenfauna, men dessutom ett instabilt substrat som rörs om i samband med höga flöden. Möjligen kan det vara en orsak till de låga värden för N34, där botten domineras av sand, men definitivt inte för de andra tre övervakningsbäckarna. SPEAR-indexet har testats på data från flera Europeiska länder (Schäfer m.fl. 2012).

Indexet ASPT (Average Score Per Taxon) används i de rådande bedömningsgrunderna för bedömning av ekologisk status (HVMFS 2013:19). Indexet är baserat på familjer av bottenfaunadjur med olika tolerans mot olika typer av påverkan (t.ex. habitat förlust, eutrofiering) och ger ett mått på ekologisk integritet av vattendrag. Samtliga prover utom det för M42 från 2012 håller god status enligt rådande bedömningsgrunder, som anger för södra Sverige en gräns för god status vid ASPT 3,76. För proverna från övervakningsbäckarna varierade ASPT mellan $4,23 \pm 0,31$ i M42

och $4,78 \pm 0,24$ i E21. De lägsta enskilda värdena för bäckarna är 3,7–3,9, medan de högsta värdena ligger på 4,8–5,2. Att ASPT ger generellt höga värden medan SPEAR_{pesticides} ger uppenbart låga värden är en intressant iakttagelse. Det skulle kunna bekräfta att SPEAR_{pesticides} ger ett tydligare uttryck för en påverkan med bekämpningsmedel, men det kan också tolkas som om bäckarna trots sin ringa storlek och en uppenbar jordbrukspåverkan håller god ekologisk status. Här behövs mera forskning som antingen använder sig av gradienter i exponeringen (bekämpningsmedelskoncentrationer) eller uppskattningar av exponeringen kopplat till den biologiska responsen. Forskningen inom CKB har en sådan inriktning och ska studera hur olika index och organism-samhällen varierar utmed gradienter av påverkan, både för fastsittande alger och bottenfauna. En sådan analys kan koppla exponeringen, eller uppskattningarna av den, till biologiska förändringar i vattendrag.



Figur 15. Antal taxa per prov (vänster) och SPEAR_{pesticides}-indexet (höger) för bottenfaunaprov tagna under 2008. Notera att prover är tagna med s.k. modifierad Surbermetod och inte med sparkmetoden som används inom nationell och regional miljöövervakning. Den horisontella grå linjen motsvarar säsongsmedelvärdet.

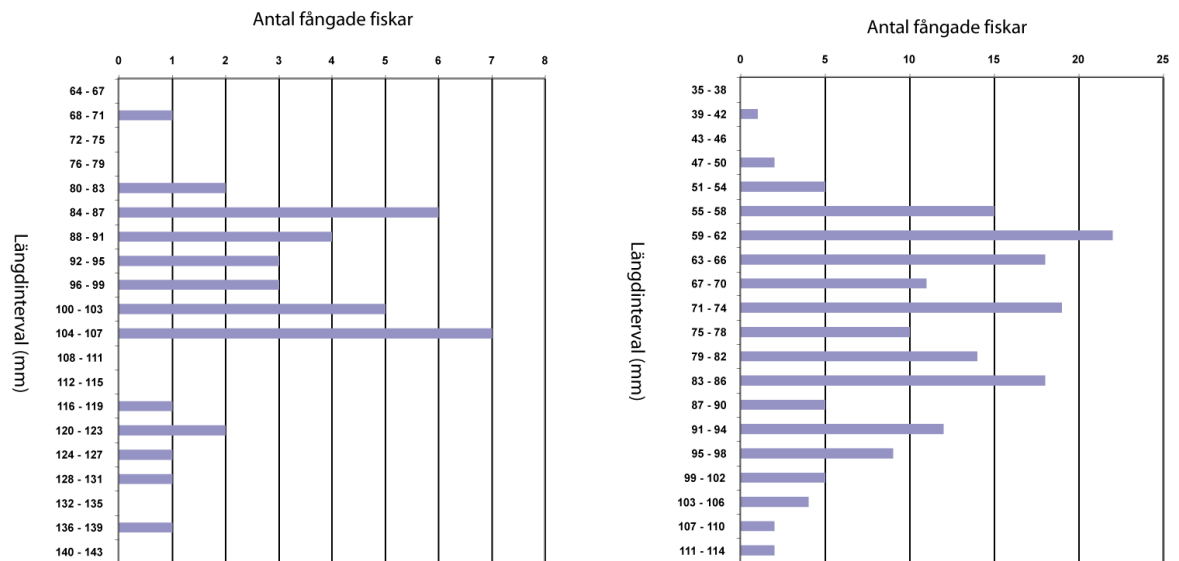


Bild 1. Elfiske i en av bäckarna. Vid elfiske bedövas fisken av det spänningsfältet som den utsätts för. När spänningsfätet hävs, dvs när fisken lyfts med nät ur vattnet, repar sig fisken momentant. Vid provfiske samlas fisk från en 100 m sträcka, mäts och sätts sedan tillbaka. Elfiske är därmed en icke destruktiv provtagningsmetod.

3.4. Provfiske

Resultaten från provfisket som genomfördes 2007 (se Goedkoop och Kahlert 2008) varierade stort mellan vattendragen. På lokalerna M42 och N34, som ligger nära havet, påträffades många årsyngel av öring (längd kring 60 mm), vilket tyder på reproducerande bestånd (Figur 16). Resultaten bekräftar därmed att kustnära vattendrag fungerar som reproduktionslokaler för laxfisk.

Fiskfaunan i de andra två vattendragen, i Östergötland (E21) och Västergötland (O18), dominerades helt av småspigg, sannolikt som en följd av frånvaron av fiskpredatorer i dessa små vattendrag. 230 respektive 114 individer fångades.



Figur 16. Antal fångade fiskar (vänster) och längdfrekvensdiagram (höger) för öring på lokal M42.

Tabell 2. Datum för provfiske, fiskelokalens medelbredd, VIX-indexet, samt klassning för ekologisk status enligt bedömnings-grunderna (HVMFS 2013:19)

Lokal	Län	Datum	Medelbredd (m)	VIX	VIX_klass	Ekologisk status
M42	Skåne	20071009	3,00	0,55	2	God
N34	Halland	20071009	2,50	0,08	4	Otillfredsställande
O18	Västergötland	20071030	2,10	0,00	5	Dålig
E21	Östergötland	20071030	1,80	0,00	5	Dålig

Bedömning med VIX-indexet, som visar på allmän påverkan inklusive vandringshinder m.m. (Havs- och vattenmyndigheten 2013), visar att endast vattendrag M42 uppnår god ekologisk status när bedömningen görs med fiskfaunan (tabell 2). Här bör man komma ihåg att provfisket i M42-bäcken gjordes ca 170 m nedströms lokalen för bekämpningsmedelsövervakningen och nedströms ett mindre vattenfall (vandringshinder), en lokal där bäcken är avsevärt större. De andra vattendrag har dålig eller otillfredsställande ekologisk status när bedömning görs med fiskfaunan. Bedömningen med fisk ger därmed en lägre statusklassning än den med bottenfauna och påväxtalger (kiselalger), ett resultat som är i linje med jämförelser som gjordes i samband med utvecklingen av bedömningsgrunderna. De låga värdena för VIX-indexet är sannolikt en följd av att vattendragen är små, har leriga bottenar och är fattiga på fiskhabitat. Vattendragen utsätts dessutom för olika typer av påverkan som har negativa effekter på fiskfaunan, till exempel rensning och eutrofiering. I denna komplexa påverkansbild är det oklart vilken roll bekämpningsmedel har på fisk.

4. Slutsatser

Kiselalgssamhällena är typiska för näringsrika förhållanden, och sammansättningen liknar den som förekommer i Sverige i de mest påverkade vattendrag, framförallt i Skåne och mellansvenska jordbruksbygder. Kiselalgsindexen visar i genomsnitt på måttlig ekologisk status, med en tydlig eutrofieringspåverkan och även en trend till försämring. Diversiteten och artrikedomen (antal taxa) visar för det mesta genomsnittliga värden jämfört med andra vattendrag i Sverige, men vid några tillfällen är artrikedomen exceptionellt lågt, vilket brukar tyda på en störning av något slag. Dessutom var andelen deformerade kiselalgsskal relativt hög (flera fall över eller vid gränsvärdet 1%) och många missbildningar var särskilt tydliga. Därav kan man dra slutsatsen att kiselalgssamhällena indikerar en påverkan av gifter, troligtvis bekämpningsmedel. Här behövs mera forskning om kausaliteten mellan bekämpningsmedelsexponering och skaldeformationerna, till exempel biologisk provtagning utmed väldefinierade påverkansgradienter eller laboratoriestudier där missbildningar induceras.

ASPT-indexet, som ingår i rådande bedömningsgrunder för bottenfauna, visar att samtliga prover utom ett håller god status. Indexet fångar en allmän ekologisk påverkan och inte specifikt en påverkan av bekämpningsmedel. Sannolikt påverkas indexet positivt av de näringsrika förhållandena som råder i vattendragen och det faktum att prov har samlats in i de fåtaliga steniga habitat som fanns i vattendragen. Leriga habitat som hyser en mycket fattigare fauna dominerar annars bäckarna i jordbrukslandskapet. Att SPEAR-värdena för övervakningsbäckarna i typområden var låga, trots en rätt så hög artrikedomen, kan tyda på en betydande påverkan av bekämpningsmedel. Beräknade $\sum TU_{Daphnia}$ visar att vattenkoncentrationer av pesticider vid flera tillfällen per år över-

skriker de effektkoncentrationer där man kan förvänta sig effekter på SPEAR-värdet (Liess & von der Ohe 2005, Beketov m.fl. 2009, Schäfer m.fl. 2012). Om effekterna förekommer högt upp i vattendragen så påverkas generellt indirekt även populationer på nedströmsbelägna delar av vattendraget då dessa populationer förlorar en input av s.k. driftfauna från uppströmsbelägna, påverkade delar av vattendraget.

Det saknas i dagsläget biologiska bedömningsgrunder som är kopplade till bekämpningsmedelspåverkan, trots att medlens effekter skulle kunna påverka vattenlevande organismer negativt och försämra statusen, särskild i mindre vattendrag. Indirekta bedömningar av effekterna kan göras med utgångspunkt i uppmätta bekämpningsmedelskoncentrationer (t.ex. ΣTU), men eftersom koncentrationerna varierar mycket över tiden och oftast är höga under relativt korta perioder (timmar–dagar) finns det en uppenbar risk att man missar dessa koncentrationstoppar (exponeringstoppar) med kemisk provtagning. Det är därför en stor utmaning att göra en relevant bedömning på detta sätt. Utvecklingen av kompletterande biologiska bedömningsgrunder, som integrerar effekter över tiden och som mer direkt kvantifierar effekter på organismsamhällena, är därför högst önskvärt.

Biologiska effekter detekteras bäst högt upp i vattendragen, där deras vattenkemi tydligast speglar markanvändningen i deras tillrinningsområde. Längre nedströms i avrinningsområden, i större vattendrag, sker en utspädning och en återkolonisering av organismer, vilket ger en mindre tydlig koppling med jordbrukets påverkan. Uppströmsbelägna skogsklädda områden, som är opåverkade av bekämpningsmedelsanvändning kan hysa källpopulationer och därmed bidra till återhämtningen av biologiska effekter i nedströmsbelägna vattendragsavsnitt (se Liess & von der Ohe 2005, Schäfer m.fl. 2012). De fyra områdena i denna studie ligger högt upp i vattendragens avrinningsområden.

Provtagningsmetoden för bottenfauna som standardmässigt tillämpas inom miljöövervakningen är utvecklad för steniga bottensubstrat i grunda vadbara vattendrag. Denna metod passar mindre bra i vattendrag i jordbrukslandskapet där bottensubstraten domineras av lera och sand. För mindre vattendrag i jordbrukslandskapet kan lämpligen en s.k. Surberprovtagare, som tar kvantitativa prover, användas. En sådan provtagare ger dessutom kvantitativa prover som ger en uppfattning om populationernas storlek. Surberprovtagning i jordbruksvattendrag kan dock försvåras avsevärt om vattendjupet blir för stort. Då det är sparkmetoden som ska användas för provtagning för statusklassificering enligt Havs- och vattenmyndigheternas föreskrifter, kan användandet av en annan metod ge upphov till problem vid jämförelser av data.

Även om arter finns kvar kan deras populationstätheter vara reducerade till följd av en upprepad bekämpningsmedelspåverkan. Populationstätheten av arter uppvisar dock stora mellanårsvariationer och anses därmed vara en mindre bra indikator. Däremot skulle populationstätheten av icke insektsfaunan, som till exempel snäckor och märkräftan *Gammarus pulex*, kunna ingå som en del i en framtida indikator för bekämpningsmedelspåverkan. Då behövs det även en kvantitativ provtagningsmetodik för att få bättre uppskattningar av populationstätheterna.

Fiskfaunan i flera av vattendragen bestod mestadels av småspigg. Endast de kustnära vattendragen M42 och N34 hyste populationer av laxfisk.

5. Tackord

Arbetet har finansierats av Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel (CKB). Mikaela Gönczi har bidagit till rapporten med värdefulla kommentarer.

6. Referenser

Andersson M, Kreuger J. 2011. Preliminära riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten. Beräkning av riktvärden för 64 växtskyddsmedel som saknar svenska riktvärden. Institutionen för mark och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet.

Andrén, C. & Jarlman, A. 2008. Benthic diatoms as indicators of acidity in streams. *Fundamental and Applied Limnology* 173(3): 237-253.

Beketov MA, Liess M. 2008. Acute and delayed effects of the neonicotinoid insecticide Thiachloprid on seven freshwater arthropods. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27: 461-470.

Beketov MA, Foit K, Schäfer RB, m.fl. 2009. SPEAR indicates pesticide effects in streams – Comparative use of species- and family-level biomonitoring data. *Environmental Pollution* 157: 1841–1848.

Bundschuh M, Goedkoop W, Kreuger J. 2014. Evaluation of pesticide monitoring strategies in agricultural streams based on the toxic-unit concept – Experiences from long-term measurements. *Science of the Total Environment* 484: 84–91.

CEMAGREF. 1982. Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux, Rapport Division Qualité des Eaux Lyon-Agence Financière de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse: 218 p. (In French).

European Commission. 2009. Implementing Regulation (EC) No 1107/2009 of the European Parliament and of the Council as regards uniform principles for evaluation and authorisation of plant protection products. *Off J Eur* 2011;L155:127–75.

European Commission. 2011. Implementing Regulation (EC) No 1107/2009 of the European Parliament and of the Council as regards uniform principles for evaluation and authorisation of plant protection products. *Off. J. Eur.* 2011: L155: 127–75.

European Pesticide Property Database, PPDB. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm> [Viewed December 2013].

Falasco E, Bona F, Badion G, Hoffmann L & Ector L. 2009. Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. *Hydrobiologia* 623: 1-35.

Goedkoop W, Kahlert M. 2008. Biologisk karaktärisering av bäckar i typområden jordbruksmark. Projekt rapport till Naturvårdsverket. 34 pp.

Havs- och vattenmyndigheten. 2013. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

- Kahlert M. 2011. Framtagande av gemensamt delprogram Kiselalger i rinnande vatten. Verifiering av kiselalgsindex och förslag till övervakningsstationer. Rapport Länsstyrelsen Blekinge 2011:6.
- Kahlert M. 2012a. Utveckling av en miljögiftsindikator – kiselalger i rinnande vatten. Länsstyrelsen Blekinge län, Karlskrona, Report 2012:12, 40 pp. Tillgänglig: <http://www.lansstyrelsen.se/blekinge/Sv/publikationer/rapporter/2012/Pages/201212.aspx> [2013-03-14]
- Kahlert M. 2012b. Test av kiselalgers lämplighet som miljögiftsindikator inom miljömålsuppföljningen. Tillgänglig: http://www.slu.se/PageFiles/113586/diatom_toxin_index_report120331.pdf [2012-04-25]
- Kahlert M & Albert R-L. 2011. NorBAF - the Nordic-Baltic Network for Benthic Algae in Freshwater. Hemsida. [online] Tillgänglig: <http://www.norbaf.net> [2013-14-20]
- Kahlert M, Andrén C, Jarlman A. 2007. Bakgrundsrapport för revideringen 2007 av bedömningsgrunder för påväxt – kiselalger i vattendrag. Rapport 2007:23. Institutionen för miljöanalys. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Kelly MG. 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research* 32: 236-242.
- KemI. 2008. Records of water quality standards for plant protection products in surface water (Protokoll om riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten). (In Swedish); [Available at: <http://www.kemi.se/en/Content/Pesticides/Plant-Protection-Products/Plant-protection-products-in-Sweden/Water-quality-standards-for-pesticides-in-surf/>. [December 2013].
- Liess M, von der Ohe PC. 2005. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24: 954–965.
- Lindström B, Larsson M, Nanos T, Kreuger J. 2013. Resultat från miljöövervakningen av bekämpningsmedel (växtskyddsmedel) - Årssammanställning 2012. Institutionen för vatten och miljö. Rapport 2013:14. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Lindström B, Larsson M, Boye K, Gönczi M, Kreuger J. 2015. Resultat från miljöövervakningen av bekämpningsmedel (växtskyddsmedel) – Långtidsöversikt och trender 2002–2012 för ytvatten och sediment. SLU, Institutionen för vatten och miljö, Rapport 2015:5.
- McCune B, Mefford MJ. 2006. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.32. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Morin S, Cordonier A, Lavoie I, Arini A, Blanco S, Duong TT, Tornés E, Bonet B, Corcoll N, Faggiano L, Laviale M, Pérès F, Becares E, Coste M, Feurtet-Mazel A, Fortin C, Guasch H, Sabater S (2011). Consistency in diatom response to metal contaminated environments. pp 117-146 in: Geiszinger A, Guasch H, Ginebreda A (eds) *The Handbook of Environmental Chemistry - Emerging and Priority Pollutants: Bringing Science into River Management Plans*. Springer, New York
- Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. 101 p.

Naturvårdsverket. 2006. Naturvårdsverkets föreskrifter om övervakning av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. NFS 2006:11. ISSN 1403-8234.

Naturvårdsverket. 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Handbok 2007:4.

Naturvårdsverket. 2009. Undersökningstyp: Påväxt i rinnande vatten – kiselalgsanalys. Version 3:1: 2009-03-13.

Naturvårdsverket. 2010a. Bottenfauna i sjöars litoral och vattendrag – tidsserier. Version 1:1: 2010-03-01.

Naturvårdsverket. 2010b. Undersökningstyp: Elfiske i rinnande vatten. Version 1:5 2010-05-05.

Rydh Stenström, J. 2013. Mixture Toxicity of Pesticides and Biological Effects in Agricultural Streams - Field and Laboratory Studies. Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences. Department of Aquatic Sciences and Assessment, Uppsala. Licentiate Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala 2013.

Schäfer RB, von der Ohe PC, Rasmussen J, Kefford BJ, Betetov MA, Schilz R, Liess M. Thresholds for the effects of pesticides on invertebrate communities and leaf breakdown in stream ecosystems. 2012. *Environmental Science and Technology* 46: 5134–5142.

Schletterer M, Füreder L, Vyacheslav V, Kuzovlev V, Beketov MA. 2010. Testing the coherence of several macroinvertebrate indices and environmental factors in a large lowland river system (Volga River, Russia). *Ecological Indicators* 10: 1083–1092.

Schulz R. 2004. Field studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic nonpoint-source insecticide pollution: a review. *Journal of Environmental Quality* 33:419–48.

Sprague JB. 1971. Measurement of pollutant toxicity to fish — III: sublethal effects and “safe” concentrations. *Water Research* 5:245–66.

SIS. 2003. SS-13946. Water quality - Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers (= Water tests-guidance on sampling and pretreatment of benthic diatoms in rivers).

SIS. 2005. SS-14407. Water quality — Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters (= Water tests-Guidance for the identification and evaluation of samples of benthic diatoms from streams).

SIS 1994. SS-EN 27828. Water quality - Methods for biological sampling - Guidance on hand-net sampling of aquatic benthic macro-invertebrates.