

**Jordbrukets påverkan på evertebratfaunan i småvatten
- en jämförande studie av konventionellt och ekologiskt odlade
jordbruksmarker i sydvästra Sverige**

Peter Nolbrant 2003

Naturvårdsverket

Sammanfattning

Småvatten som mägergravar är en viktig refug för våtmarksarter i det intensivt odlade jordbrukslandskapet. Samtidigt är de exponerade och utsatta för pesticider och hög näringstillförsel genom jordbruket. Detta gör att vissa arter som är beroende av dessa miljöer kan vara hotade trots att lämpliga fysiska miljöer i form av småvatten finns i landskapet. Djursamhällena i småvattnen kan möjligen användas som biologiska indikatorer för hur stor påverkan jordbruksmetoderna har på de akvatiska ekosystemen och hur bra förutsättningen är för hotade arter i miljöerna. Man har i laboratorieförsök sett att evertebrater påverkas negativt av bekämpningsmedel i koncentrationer som man kan hitta i vattenmiljöer i odlingslandskapet. Det finns dock inga större studier som gjorts i naturliga vatten för att undersöka om påverkan på evertebratsamhällena kan detekteras i fält.

I södra Halland och angränsande områden finns gott om mägergravar som är lämpliga studieobjekt. I denna undersökning har fem matchade par av småvatten inventerats på vattenlevande evertebrater. Hypotesen för undersökningen var att biodiversiteten av vattenlevande evertebrater är mindre i småvatten som ligger i konventionellt odlade åkrar än den är i ekologiskt odlade. Det innebär att känsligare arter minskat eller försvunnit medan tåligare arter däremot kan ha ökat i antal.

Resultaten styrker hypotesen genom att det fångas signifikant fler arter av evertebrater ($p < 0,05$) i småvatten som ligger i ekologiskt odlade åker. Detta tyder på att man även i fältförsök i naturliga vatten kan se effekter på småvattnens evertebratsamhällen vid pesticidanvändning. Antalet fångade individer skiljer sig inte mellan småvatten i de ekologiskt respektive konventionellt odlade åkrarna. Det stöder också hypotesen att det är känsliga arter som drabbas av pesticidanvändning medan andra arter som är okänsligare inte påverkas eller kanske rent av gynnas av förskjutningar i konkurrensförhållande eller predator-bytesförhållande. Denna undersökning är för liten för att kunna identifiera arter eller djurgrupper som skulle kunna användas som bioindikatorer för påverkansgraden från jordbruket.

Inledning

Småvatten i jordbrukslandskapet – en refug för våtmarksarter

Under de senaste 100 åren har våtmarkerna i kulturlandskapet minskat dramatiskt vilket har medfört allvarliga konsekvenser för många växter och djur. För att hindra den fortgående utarmningen av jordbruksmarkens småvatten tillkom ett generellt biotopskydd, vilket bl.a. innebär att småvatten inte får fyllas igen eller på annat sätt förändras utan tillstånd. I intensiva jordbruksområden fungerar dammar och vattendrag med dess strandzoner som viktiga refuger som gör det möjligt för den ursprungliga floran och faunan att fortleva i landskapet/regionen. Flera av de rödlistade arterna (Gärdenfors 2000) har sina enda tillhåll i eller i anslutning till sådana refuger. Att behålla eller återskapa refugerna i odlingslandskapet är därför av stor vikt för att också möjliggöra bevarandet av den biologiska mångfalden på lång sikt. På detta sätt kan de rent fysiska förutsättningarna för upprätthållandet av varierande livsmiljöer tillgodoses. Det finns emellertid anledning att befara att konventionella jordbruksmetoder med bekämpningsmedel kan påverka den biologiska mångfalden i småvatten spridda i kulturlandskapet.

Amfibierna är ett exempel på en djurgrupp i odlingslandskapet som har gått starkt tillbaka i Sverige och i hela Europa. Tillbakagången beror troligen på förändrad markanvändning med minskad mängd naturliga betesmarker samt att en stor del av våtmarkerna har dränerats bort. Småvatten som de Skånska och Halländska mägergravarna har i och med torrläggningen av jordbrukslandskapet fått en allt större betydelse som reträttplats för hotade amfibier. I undersökningar har det visat sig att småvattnen som skapats av människan kan vara viktiga för hotade amfibier (Sinsch, 1989). Även där det fortfarande finns småvatten verkar dock amfibierna ha gått tillbaka. De pesticider som används på åkrarna kan möjligen påverka ägg och larver i småvattnen vilket kan vara en bidragande orsak till tillbakagången.

Pesticider påverkar landekosystemen

Undersökningar är gjorda på effekterna av pesticider på flora och vissa djurgrupper i jordbrukslandskapets landekosystem (se exempelvis Berg & Pärt, 1994; Chiverton & Sotherton, 1991; Fogelfors, 1989; Hald et al. 1994). Det är tydligt att även vissa organismer som inte bekämpas drabbas av besprutningen. I vissa fall kan bekämpningsmedlet vara direkt giftigt för andra organismer än de avsedda, som för t ex dagmaskar (Lofs-Holmin, 1981). I andra fall kan icke avsedda organismer drabbas indirekt.

Undersökningar har visat att artrikedomen av icke skadegörande insekter ökat betydligt i sprutningsfria kantzoner (Chiverton & Sotherton, 1991). Det finns ett samband mellan artrikedomen av växter och artrikedomen av insekter. En artrik vegetation är lämpligare som refug och födokälla för blombesökande, växtätande samt rovlevande insekter (Lagerlöf & Wallin, 1993). Många av dessa insekter utgör föda som föredras av fåglar som t.ex. raphhönskycklingar (Chiverton & Sotherton, 1991). Undersökningar visar också på att insektsbrist i fälten till följd av bekämpning ger dålig överlevnad bland kycklingarna (Potts, 1979).

Hur påverkar pesticider odlingslandskapets småvatten?

Vattnekosystem är känsliga för föroreningar och man kan därför befara att även dessa ekosystem påverkas negativt genom användningen av pesticider. Flera oberoende studier under senare år har också visat att användningen av bl a kemiska bekämpningsmedel utgör ett potentiellt hot mot vattnekosystem och akvatiskt liv i jordbruksområden (Woin 1995, 1998, 2000). Exponeringskoncentrationer som återfunnits i naturliga vattenmiljöer av flera av de vanligaste bekämpningsmedlen har visat sig ge negativa effekter på vattenorganismer. Vid studier av Skånska dammar har pesticidkoncentrationer uppmätts som i flera fall överskred halterna som beräknats vara harmlösa för vattenlevande organismer (Woin 2001). Allvaret i hotbilden har dock ifrågasatts av både producenter och myndigheter eftersom de moderna bekämpningsmedlens livslängd är kort. Eftersom effekterna och skadorna är tillfälliga kommer ekosystemen att kunna återhämta sig och bekämpningsmedlen inte utgöra hot mot organismerna på sikt. Teoretiskt kan man ändå tänka sig två orsaker varför snabbnedbrytbara pesticider kan ge negativa långtidseffekter.

1. En akut skada av ekosystemet sker vilket ger omfattande dödlighet av känsliga arter. Förskjutningar i artsammansättningar och dominansgrupper kan då uppstå. Detta leder till påtagliga förändringar av ekosystemets struktur och funktion t ex vad gäller konkurrenssituation eller predator-bytesförhållande. Om avståndet är långt till andra opåverkade vattenkosystem sker återhämtning genom återkolonisering långsamt.
2. Eftersom exponering återkommer med vissa mellanrum är det möjligt att återhämtning till ett naturligt ursprungssystem aldrig hinner ske.

Experimentella studier i simulerade dammekosystem visar att miljömässigt realistiska koncentrationer av pesticider ger långtidförändringar i ekosystemens struktur och funktion (Woin 1995, 1998, 2000). Tydligast förändringar på både kort och lång sikt syns i minskad mångfald samt skifte av dominansgrupper och funktionella grupper. I de flesta liknande experiment registreras minskad diversitet i organismsamhället vid exponering av gift.

Inga undersökningar har dock kunnat dokumentera effekter i naturliga ekosystem. Koncentrationer av pesticider som gett tydliga effekter i experiment kan dock uppmätas i naturliga vattensystem (Woin 2001). Det finns alltså skäl att befara att bekämpningsmedel och metoder i det konventionella jordbruket påverkar ekosystemen och den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapets småvatten och våtmarker negativt. Detta kan också innebära ett hot mot vissa arter som är beroende av småvattnen för sin existens. Indikationer för detta har visats i en pilotstudie utförd i Halland där mörkelgravar i konventionellt och ekologiskt odlade marker jämfördes (Andrén et al, opublicerat) samt i en studie av mörkelgravar och småvatten i Marks kommun (Nolbrant 1994).

Faunan i smådammars användbarhet som indikatorer på miljöstörningar

I "Aktionsplan för biologisk mångfald" (Naturvårdsverket, 1995) anges utvecklande av övervakningsprogram för det intensiva jordbrukslandskapet som prioriterat. Forskning som kan bidra till att ta fram övervakningsprogram för biologisk mångfald och som kan följa upp effekter av insatta åtgärder anses som viktiga. Om det finns vattenorganismer som är känsliga för pesticider kan djurlivet i småvatten användas som indikatorer på jordbruksmetodernas påverkan på vattenkosystemet. På grund av den kombinerade effekten av olika pesticider, näringstillförsel och den varierande vattenkvalitén i småvatten ger kemisk/fysikaliska analyser inte ett uttömmande svar på statusen i biotopen. Användning av bioindikatorer kan då komplettera undersökningen och kan ha många fördelar framför kemisk/fysikaliska analyser i miljöövervakningen. Oftast integrerar de effekterna av flera miljövariabler över en lång tidsperiod och tillåter också detektion av tillfälliga störningar. Evertebratgrupper har använts i andra vattenmiljöer som mått på miljö tillstånd. Som exempel kan nämnas Sundberg et al (1986) som gör biologiska bedömningar av försurningspåverkan i vattendrag m h a förekomst/icke förekomst av vissa försurningskänsliga taxa eller kvoten mellan vissa taxa. Olika evertebratarter kan också fungera som indikatorer på den organiska belastningen i vattenmiljön där olika känsliga arter ges olika poäng (Armitage et al 1983, Engblom & Lingdell 1987).

Hypotes

Hypotesen för underökningen är att evertebratsamhällena i småvatten påverkas negativt av pesticidanvändning på omkringliggande åkrar. Denna negativa påverkan bör visa sig i att biodiversiteten hos evertebratsamhället minskar vilket i sin tur leder till att färre antal arter fångas vid en viss ansträngning. Biodiversiteten antas minska på grund av att olika arter kan vara olika känsliga för pesticider. Detta gör att fördelningen av individantal hos olika arter bör förändras vid exponering av biocider, och vissa arter kanske till och med slås ut. Det totala individantalet antas dock inte påverkas lika tydligt, eftersom tåligare arter möjligen kan öka då känsligare arter slås ut. Från det att man upphör med pesticidanvändningen i ett område bör biodiversiteten och antalet fångade arter av vattenlevande evertebrater öka. Det är möjligt att ökningen kan ske successivt och att det finns ett samband mellan antal fångade arter och det antal år som småvattnet legat i ekologisk odling. Hypotesen är alltså att det fångas fler arter av vattenlevande evertebrater i mörkelgravar som ligger i ekologisk odlad åker jämfört med konventionellt odlad åker. Nollhypotesen är att det inte föreligger någon skillnad i antalet fångade arter mellan mörkelgravarna i de olika typerna av åkermark.

Metoder

Upplägning av försök

I Halland har det noterats ca 3 600 mörkelgravar (Fleicher m fl, 1984). Mörkelgravar utgör en förhållandevis enhetlig och jämförbar miljö och är ofta belägna mitt i åkermarken, oskyddade mot indrift av jord och bekämpningsmedel samt tillrinning av urlakade näringsämnen. De är därmed ömtåliga och utsatta biotoper men samtidigt utmärkta objekt för undersökningar av hur bruksmetoder påverkar vattenekosystem och våtmarker. Det gör det också möjligt att jämföra mörkelgravar som ligger i konventionellt respektive ekologisk odlade åkrar. Flera andra faktorer som fiskförekomst, beskuggning och typ av våtmarksvegetation påverkar emellertid evertebratsamhället starkt. För att minska variansen som uppstår på grund av detta kan likartade par av mörkelgravar som ligger i konventionell respektive ekologisk odlad åker matchas ihop. Undersökningarna av olika par kan med fördel förläggas till olika år och under olika månader under åren eftersom det minskar risken för beroende.

Val av lokaler

1996 gjordes en biologisk inventering av ett antal småvatten på gården Lilla Böslid i Södra Halland där Hushållningssällskapet bedriver ekologisk odling sedan 1990. Som utgångspunkt valdes därför tre mörkelgravar ut på Lilla Böslid. Mörkelgravarna på Lilla Böslid har mycket olika utseende. En av dem är kraftigt beskuggad av buskar och träd medan de andra två är helt solexponerade. Av dessa två är en mörkelgrav omgärdad av tät vass medan den andra omges av gräs och örter. Eftersom dessa yttre förutsättningar påverkar livet i vattnet valdes så likartade mörkelgravar som möjligt ut i konventionellt odlade åkermark. Cirka 40 mörkelgravar på ett avstånd av ungefär fem kilometer undersöktes och tre valdes ut.

2003 gjordes en uppföljande inventering av småvattnen på Lilla Böslid. Biotopförbättrande åtgärder som utökade skyddszoner och rönjningar var gjorda i vissa av mörkelgravarna. En förnyad undersökning av de tre paren gjordes därför i samband med detta 2003 för att se om skillnaderna mellan paren hållit i sig eller eventuellt ökat.

I Marks kommun i Västergötland har inventeringar av mörkelgravar och småvatten gjorts 1992 (Nolbrant 1994) och 2001 (Nolbrant 2001). Bland dessa har två lokaler legat i åkermark där det inte använts pesticider under en längre tid. Även dessa lokaler matchades med två andra lokaler som låg i konventionellt odlad åker i Marks kommun och användes sedan vid analysen av resultatet.

Vattenkemi

Vattenprover har tagits på ca 0,5 meters djup i Hallandslokalerna 1996 och i två av lokalerna från Mark år 1992. Alkalinitet, pH, kalcium, ledningsförmåga, turbiditet och färg har analyserats.

Vegetation

En vegetationskarta har ritats över småvattnen med dess kanter i juli. Zonerna har karakteriserats genom en eller några arter som dominerat vegetationen. Måtten har uppskattats genom stegning.

Amfibier och fisk

Vuxna och yngel av amfibier samt fisk som fångades i mjärddar och i håvdrag (i samband med provtagningen av evertebrater) eller observerades visuellt vid besöken redovisas.

Evertebrater

Val av fångstmetoder

Eftersom pesticider troligen påverkar struktur, funktion och det komplicerade samspelet mellan arter är metoden inriktad på att studera skillnader ekosystemens samhällsnivå. Inventeringsmetoderna ger dock ingen heltäckande bild av våtmarkens evertebrater eftersom den utesluter planktoniska kräftdjur och bottenfauna (t ex fjädermyggor och maskar i botten-sedimenten) är underrepresenterad. Den litorala zonen är det mest vegetationsrika, mest syrerika och varmaste området av ett småvatten och därmed sannolikt det art- och individrikast området med avseende på evertebrater. Sammansättningen av evertebrater i denna del antas därför ge ett gott mått på den biologiska mångfalden i våtmarken. Både håvdrag och mjärddar har använts för att kunna täcka in både den mer stillastående och den snabbväxande faunan.

Insamling

Insamlingen av makrovertebratfauna gjordes i strandzonen mellan 0 och 80 cm vattendjup, med tyngdpunkt på bottenlevande arter. Två typer av fångstredskap användes; håv och mjärddar. Vid båda tillfällena togs fem håvdrag i varje mörkelgrav. Håvdragen utfördes i en halvcirkelformad rörelse med en radie på ca 1,7 meter och med början och slut i strandens vattenlinje. Nedre håvkanten fördes i sedimentytan och håvdraget varade ungefär i 15 sekunder. Håven var 22 gånger 22 cm och hade en maskvidd på 1 gånger 1 mm. Det fångade materialet fördes över till en balja och djuren plockats ut med pincett. Proverna förvarades i 70 % sprit. Tio mjärddar per mörkelgrav sattes ut vid båda provtagningstillfällena. Evertebratmjärddarna placerades i strandens längdriktning på ca 12 cm djup och vittjades efter 24 timmar. Diametern på mjärdden är 9 cm och ingångshålet mellan 2,6 och 3,1 cm.

Artbestämning

Djurgrupperna bestämdes till den taxonomiska enhet som bedömdes rimlig med hänsyn till undersökningens resurser. De evertebratgrupper som bestämdes till art var Hirudinea (iglar), Isopoda (gråsuggor), Ephemeroptera (dagsländor), Odonata (trollsländor), Heteroptera (skinnbaggar), Coleoptera (skalbaggar), Megaloptera (sävsländor), Trichoptera (nattsländor), Lepidoptera (fjärilar) och Gastropoda (snäckor). De grupper som endast delvis bestämdes till art och oftast till familj eller högre taxonomisk enhet var Turbellaria (virvelmaskar), Oligochaeta (fåborstmaskar), Diptera (tvåvingar), Chelicerata (spindeldjur) och Bivalvia (musslor).

Antalet taxa räknades med hjälp av stereolupp (20-40 ggr förstoring). Om förekomst finns av t ex både familj och en i familjen tillhörande art räknas detta endast som förekomst av ett taxa. 2003 gjordes kontrollbestämningar av fångsterna från april 1996.

Bestämningslitteratur

- Andersen, N.M. 1996. Heteroptera Gerromorpha, Semiaquatic Bugs. -In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe: 77-90.
- Edington, J.M. & Hildrew, A.G. 1995. Caseless caddis larvae; A key with ecological notes. FBA 53.
- Engblom, E. 1996. Ephemeroptera, Mayflies. -In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe: 13-53.
- Glöer, P. & Meier-Brook, C. 1994. Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. DJN
- Hansen, M. 1987. The Hydrophiloidea (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna Entomologica Scandinavica vol. 18.
- Holmen, M. 1987. The aquatic Adepaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Part I. Gyrinidae, Haliplidae, Hygrobiidae and Noteridae. Fauna Entomologica Scandinavica vol 20.
- Jansson, A. 1996. Heteroptera Nepomorpha, Aquatic Bugs. -In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe: 91-104.
- Mann, K.H. 1964. A key to the freshwater leeches with notes on their ecology. FBA nr 14.
- Norling, U. & Sahlén, G. 1997. Odonata, Dragonflies. -In Anders Nilsson (ed.): The Aquatic Insects of North Europe 2: 13-66.
- Nilsson, A.N. & Holmen, M. 1995. The aquatic Adepaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Part II. Dytiscidae. Fauna Entomologica Scandinavica vol. 32.
- Sahlen, G. 1996. Sveriges trollsländor. Fältbiologerna.
- Savage, A.A. 1989 Adults of the British aquatic Hemiptera Heteroptera; A key with ecological notes. FBA nr 50
- Wallace, I.D., Wallace, B. & Philipson, G.N. 1990. Casebearing caddis larvae of Britain and Ireland. FBA nr 51

Redovisning av fångsterna

Totalt antal fångade arter (taxa)

Detta antas vara ett mått på biodiversiteten. Måttet säger inte något direkt om det totala antalet arter av fångade djurgrupper som finns i våtmarken, eftersom artantalet ökar med ökat antal håvdrag eller mjärddar. Måttet påverkas av flera delar enligt nedan.

1. Verkligt artantal i våtmarken (högt artantal ger fler antal fångade arter)
2. Individantal i våtmarken (högt individantal ger större fångst och fler antal fångade arter)
3. Jämnhet i individantal hos olika arter (om alla arter förekommer i lika antal ökar chansen att fånga fler arter).

Biodiversitetsindex som Shannon-Wiener använder ovanstående punkt 1 och 3 för att beräkna ett biodiversitetsindex för en lokal. Eftersom "totala antalet fångade arter" ökar när punkt 1 och 3 ökar antas detta mått direkt kunna användas som ett bra biodiversitetsindex. Dessutom är individtätheten (punkt 2) en integrerad komponent i detta index.

Totalt antal fångade individer (5 håvdrag och 10 mjärddar)

Detta ger ett relativt mått på individtätheten av de fångade djurgrupperna i våtmarken.

Fångade arter (taxa) eller individer per håvdrag eller mjärde

Dessa mått fungerar på likande sätt som det totala antalet fångade arter eller det totala antalet fångade individer. Det blir dock inte lika heltäckande eftersom det separerar håvdrag och mjärddar. Måttet kan användas vid statistiska jämförelser mellan enskilda lokaler eller i samma lokal mellan olika år.

Analys av data

Eftersom stickprovet är litet och normalfördelningen i stickprovet är osäker har endast det ickeparametriska testet "Wilcoxon signed ranks test" använts vid jämförelse av det totala antalet fångade arter i de två typerna av märkegravar. 1996 gjordes inventeringar av evertebrater både i april och i början av juni. Enbart fångsterna från april tas med vid analysen i denna rapport. Detta beror på att endast fångsterna från april har kontrollbestämts 2003 och för att inventeringen av samma märkegravar 2003 skedde under april.

Resultat

Miljöbeskrivningar av de matchade paren av småvatten

	Ekologiskt odlad åker	Konventionellt odlad åker
	<i>Halmstad, Lilla Böslid, Märgelgrav 1</i>	<i>Halmstad, Andersfält</i>
Typ:	Märgelgrav	Märgelgrav
Yta:	ca 550 m ²	ca 300 m ²
Solexponering:	Helt beskuggad av träd och buskar.	Helt beskuggad av träd och buskar.
Vattenvegetation:	Mycket sparsam	Mycket sparsam
Fisk:	Saknas	Saknas
Ekologisk odling:	Sedan 1992	Nej
Inventeringstillfälle:	20/4 1996 (Andrén, 1996), 28/4 2003	21/4 1996 (Andrén, 1996), 28/4 2003
	<i>Halmstad, Lilla Böslid, Märgelgrav 2</i>	<i>Halmstad, Krontorp</i>
Typ:	Märgelgrav	Märgelgrav
Yta:	ca 600 m ²	ca 350 m ²
Solexponering:	Helt solexponerad	Helt solexponerad.
Vattenvegetation:	Kantas av tät vass.	Kantas av tät vass
Fisk:	Ruda	Ruda
Ekologisk odling:	Sedan 1992	Nej
Inventeringstillfälle:	19/4 1996 (Andrén, 1996), 28/4 2003	21/4 1996 (Andrén, 1996), 28/4 2003
	<i>Halmstad, Lilla Böslid, Märgelgrav 3</i>	<i>Halmstad, Stora Fladjet</i>
Typ:	Märgelgrav	Märgelgrav
Yta:	ca 150 m ²	ca 280 m ²
Solexponering:	Helt solexponerad	Helt solexponerad
Vattenvegetation:	Artrik	Artrik
Fisk:	Saknas	Saknas
Ekologisk odling:	Sedan 1990	Nej
Inventeringstillfälle:	20/4 1996 (Andrén, 1996), 28/4 2003	21/4 1996 (Andrén, 1996), 28/4 2003
	<i>Mark, Byslätt</i>	<i>Mark, Melltorp</i>
Typ:	Märgelgrav	Sandtag
Yta:	ca 90 m ²	ca 60 m ²
Solexponering:	Delvis beskuggad av buskar	Delvis beskuggad av buskar
Vattenvegetation:	Delvis igenvuxen	Delvis igenvuxen
Fisk:	Saknas	Saknas
Ekologisk odling:	Sedan 1985	Nej
Inventeringstillfälle:	30/5 1992 (Nolbrant 1994)	29/5 1992 (Nolbrant 1994)
	<i>Mark, Hulsta</i>	<i>Mark, Källeberg</i>
Typ:	Tegelbruksdamm	Märgelgrav
Yta:	ca 5000 m ²	ca 100 m ²
Solexponering:	Solexponerad	Solexponerad
Vattenvegetation:	Artrik	Artrik
Fisk:	Storspigg	Saknas
Ekologisk odling:	Sedan åtminstone 1991	Nej (marken ö. om lokalen har legat i träda ca 5 år)
Inventeringstillfälle:	11/5 2001 (Nolbrant 2001)	11/5 2001 (Nolbrant 2001)

Antal fångade individer

Det totala antalet fångade individer av evertebrater i de olika småvattnen av jämförs i diagram 1. Individantalet varierar kraftigt mellan olika lokaler men det föreligger inte någon statistisk signifikant skillnad mellan lokaler belägna i ekologiskt eller konventionellt odlade åkrar. Det som kan noteras är att i de båda fiskförande småvattnen fångades tydligt minst antal individer. Detta är typiskt i fiskförande vatten eftersom fisken äter upp och decimerar antalet evertebrater kraftigt. I småvatten kan vissa arter eller grupper av djur förekomma i mycket stort antal och på så sätt ge stort utslag i det totala antalet individer. Exempel på sådana arter eller grupper är dagsländan *Cloeon inscriptum*, tofsmygglarver *Chaoboridae* och små musslor som exempelvis klotmusslan *Sphaerium corneum*.

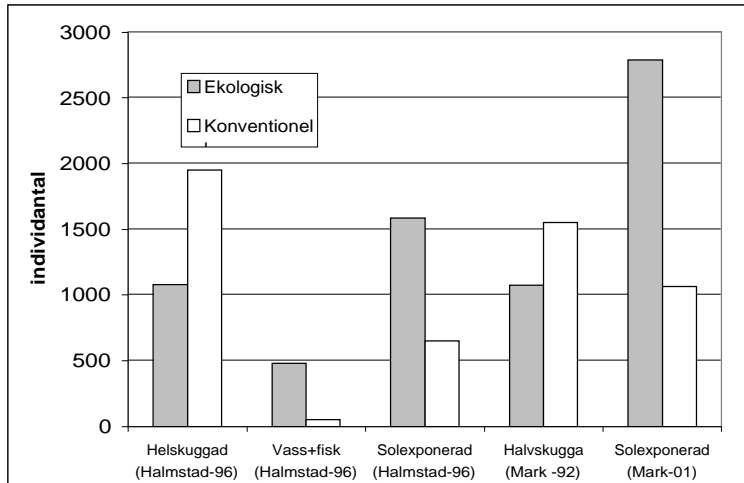


Diagram 1. Totalt antal fångade individer av evertebrater i småvattnen. Ingen entydig skillnad ses inom de matchade paren av småvatten i ekologiskt respektive konventionellt odlade åkrar.

Antal fångade taxa

Antalet fångade taxa i de olika lokalerna kan ses i diagram 2. Här syns en genomgående skillnad inom de matchade paren där de småvattnen i ekologiskt odlad mark har fler fångade arter än de som ligger i konventionellt odlad mark. Skillnaden är statistiskt signifikant ($p < 0,05$). De solexponerade två lokalerna i Mark 2001 skiljer sig dock inte mycket åt. Det är därför intressant att notera att den konventionella åkermarken längs tre sidor av denna märkegrav har legat i träda under något år. Detta innebär att exponeringen av pesticider av lokalen bör ha minskat och att lokalen kanske inte är särskilt lämplig för jämförelse.

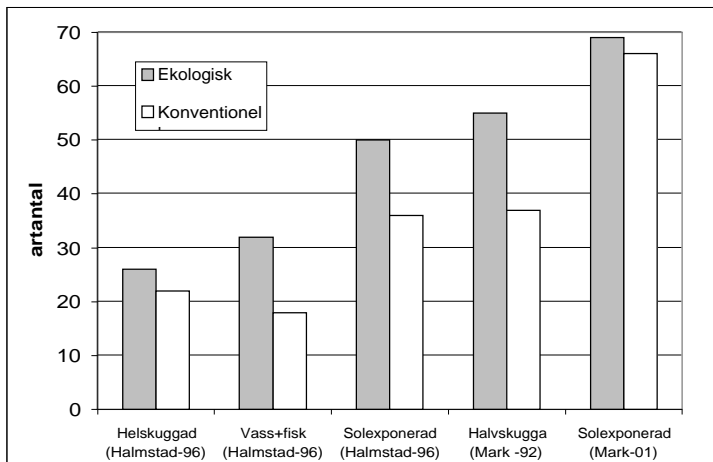


Diagram 2. Antal fångade arter (taxa) av evertebrater i småvattnen. Ett statistiskt signifikant ($p < 0,05$) större antal arter påträffades i småvatten som ligger i ekologiskt odlad åkermark.

Det man också kan notera i diagrammet är att antalet fångade taxa skiljer sig kraftigt mellan olika par. Detta visar att andra faktorer har stor effekt på evertebratsamhällets sammansättning. Kraftig beskuggning och förekomst av fisk är exempel på några viktiga faktorer som påverkar fångsternas artantal (Nolbrant 2003). I en klusteranalys av evertebratsamhällena i lokalerna från Halland som undersöktes 1996 (Andrén et al, opubl.) ser man att evertebratsamhällena liknar varandra mest inom de matchade paren.

Jämförelser mellan 1996 och 2003

De tre paren av småvatten i Halland som inventerades 1996 återinventerades 2003. Inga åtgärder har gjorts runt de småvatten som ligger i konventionellt odlad mark. Runt två lokaler i den ekologiskt odlade marken hade däremot biotopvårdande åtgärder gjorts. Även 2003 fångades det fler arter av evertebrater i samtliga de lokaler som låg i ekologiskt odlad åker (diagram 3). Det är intressant att notera förändringarna jämfört med 1996 (diagram 4). Man kan se en ökning av antal fångade arter i samtliga lokaler vilket bl a kan vara orsakat av klimatiska faktorer. När man jämför förhållandena i paren ser man att störst skillnad i förändringar observeras i de beskuggade lokalerna. Genom röjning av buskar och träd längs södra stranden i småvattnet i ekologiskt odlad åker har solexponeringen här ökat. Detta är troligen den viktigaste förklaringen till ökningen av artantalet. Skyddszonerna har också utökats i småvattnet i ekologisk odlad mark. I paret "vass+fisk" har småvattnet i ekologisk odlad mark ökat något mer. Här har skyddszonen utökats och bränning av vass sker årligen. I den solexponerade lokalen har däremot artantalet i småvattnet i ekologiskt odlad åker ökat något mindre. Här har inga åtgärder gjorts i den ekologiska odlingsmarken. Snarare har påverkan varit negativ på grund av att lokalen drabbats av övergödning 2003 med kraftig tillväxt av trådalger som följd. Den troliga förklaringen till detta är ett grävningsarbete som gjordes 2002 för att rätta till ett dräneringsrör.

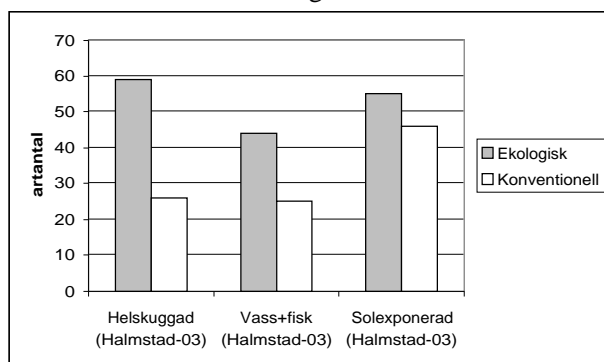


Diagram 3. Antal fångade arter (taxa) av evertebrater i småvattnen i Halland 2003. Även detta år ses ett genomgående större antal fångade taxa av evertebrater i småvattnen som ligger i ekologiskt odlad åker.

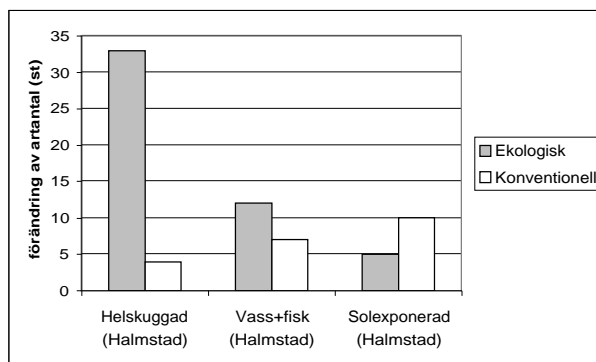


Diagram 4. Förändringar mellan 1996 och 2003 av antal fångade arter (taxa) av evertebrater i småvattnen i Halland. Biotopvårdande åtgärder har gjorts i helskuggad (ekologisk) och vass+fisk (ekologisk). Solexponerad (ekologisk) har däremot drabbats av övergödning.

Amfibier

Ingen tydlig skillnad i antal påträffade amfibiearter kan ses mellan småvatten i ekologiskt och konventionellt odlad åker (tabell 1 och 2). I två matchade par hittas fler arter i småvattnen i ekologiska åkrar och i tre matchade hittas fler arter i konventionellt odlade åkrar. Medelantalet arter i småvattnen i ekologiskt odlad mark ligger på 1,2 arter medan det i konventionellt odlad mark ligger på 1,6. Det finns dock ingen statistisk signifikant skillnad mellan de båda typerna av småvatten. 2003 då biotopvårdande åtgärder runt två lokaler på Lilla Böslid har antalet påträffade arter ökat (tabell 3).

Tabell 1. Påträffade arter av amfibier i småvatten som ligger i ekologiskt odlad åker vid samma tillfälle som de matchade paren inventerats på evertebrater.

	Lilla Böslid 1	Lilla Böslid 2	Lilla Böslid 3	Byslätt	Hulta
Vanlig padda					
Vanlig groda					X
Åkergroda					X
Mindre vattensal.				X	X
Större vattensal.				X	X

Tabell 2. Påträffade arter av amfibier i småvatten som ligger i konventionellt odlad åker vid samma tillfälle som de matchade paren inventerats på evertebrater.

	Andersfält	Krontorp	Stora Fladje	Melltorp	Källeberg
Vanlig padda		X			
Vanlig groda					X
Åkergroda				X	X
Mindre vattensal.	X		X		X
Större vattensal.	X				

Tabell 3. Påträffade arter av amfibier i småvattnen på Lilla Böslid 2003 efter biotopvårdande åtgärder.

	Lilla Böslid 1	Lilla Böslid 2	Lilla Böslid 3
Brungroda <i>Rana sp</i>	X		X
Mindre vattensal.			X

Diskussion och slutsatser

Artantal

Resultaten i denna rapport styrker hypotesen att det fångas fler arter av evertebrater i småvatten som ligger i ekologiskt odlad åker jämfört med konventionellt odlad. Man har i laboratorieförsök sett att evertebrater påverkas negativt av bekämpningsmedel i koncentrationer som man kan hitta vattenmiljöer i odlingslandskap. Denna undersökning tyder på att man även i fältförsök i naturliga vatten kan se effekter på småvattnens evertebratsamhällen vid pesticidanvändning.

Förändringar i antal fångade arter behöver inte nödvändigtvis betyda att arter har försvunnit eller kommit till. Det indikerar främst att det skett en förskjutning av individantalet mellan olika arter och grupper av evertebrater. Exempelvis kan vissa känsligare arter ha blivit färre i antal (eller rent av försvunnit) samtidigt som andra redan vanliga arter eller grupper kan ha ökat. När flera arter minskar i antal kommer det att innebära att antalet fångade arter minskar vid samma typ av insamlingsförfarande. Det totala antalet fångade arter antas därför vara ett gott mått på biodiversiteten och på hur evertebratsamhället är påverkat av föroreningar.

Individantal

Antalet fångade individer skiljer sig inte mellan småvattnen i ekologiskt respektive konventionellt odlade åkrar i denna undersökning. Det stöder hypotesen att det är känsliga arter som drabbas av pesticidanvändning medan andra arter som är okänsligare och vanliga inte påverkas eller kanske rent av gynnas av förskjutningar i konkurrensförhållande eller predator-bytesförhållande. Individantalet påverkas däremot kraftigt av förekomst av fisk vilket även syns i denna undersökning.

Bioindikatorer

Går det då att använda faunan i smådammar som bioindikatorer för påverkan av jordbruksmetoder? Skillnaden i antalet fångade arter verkar enligt denna undersökning kunna fungera som en indikator för påverkan av pesticider. Många andra faktorer påverkar dock evertebratsamhällets sammansättning vilket

försvårar utvärderingen av en enskild miljöfaktor. För att kunna bedöma påverkan av pesticider behöver man identifiera arter eller grupper av djur som är känsligare än andra för exponering. En grupp som i undersökningen visade tendens att vara artrikare i KRAV-odlad åkermark var Hydrophilidae (palpbaggar). Samma resultat sågs vid undersökningen i Mark (Nolbrant 1994). För att identifiera speciella arter eller grupper som kan fungera som bioindikatorer behövs fler undersökningar och större datamaterial.

Biotopvårdande åtgärder

Det är som nämnts ovan flera faktorer i bruket av åkermarken som påverkar evertibratsamhällets sammansättning. Faktorer som bör påverka är alltså pesticidanvändningen men också tillförseln av näringsämnen och partiklar från åkern. Näringstillförseln påverkas av spridningssätt i tid och rum. Läckaget kan minimeras om gödseln sprids vid rätt tidpunkt på året, i växande gröda eller om den så snabbt som möjligt myllas ner. Spridningen kan ske med en skyddszon mot småvattnet så att gödseln inte hamnar i närheten av vattnet. Genom att anlägga brukningsfria skyddszoner skyddas småvattnet mot näringsläckage samtidigt som värdefulla miljöer skapas för exempelvis insekter, amfibier, fåglar och fåltvilt. Man kan ha sprutningsfria kantzoner mot småvattnen för att minska påverkan av småvattnet om man inte odlar ekologiskt. Detta ger också artrikare landmiljöer där amfibier och fåglar som raphöns får bättre förutsättningar. Ytterligare ett steg är att sköta biotoperna för att gynna våtmarksberoende arter av evertibrater, amfibier och fåglar. Detta kan göras genom att röja för att öka solexponeringen i alltför beskuggade småvatten och genom slätter av gräsytor. På Lilla Böslid har det mellan 1996 och 2003 gjorts sådana åtgärder (Nolbrant 2003). Att biotopvårdande åtgärder kan ha stor effekt får man en indikation om genom återinventeringen 2003. Särskilt i den beskuggade märkegraven där en rökning gjorts för att öka solinstrålningen har antalet fångade evertibrater ökat kraftigt i jämförelse med sin referenslokal (diagram 4). Även amfibiefaunan har ökat i denna och den intilliggande solexponerade lokalen på Lilla Böslid. 1996 påträffades inga amfibier medan det 2003 hittades drygt tio romklumpar av brunroda *Rana sp* samt larver av mindre vattensalamander. Även i den vassbevuxna lokalen där åtgärder hade gjorts hade antalet fångade evertibrater ökat mer (om än i liten omfattning) jämfört med sin referenslokal. En indikation på att övergödning har negativa konsekvenser för evertibratfaunan ser man i den tredje lokalen på Lilla Böslid. Denna lokal har haft en mindre ökning av antalet fångade evertibrater under perioden jämfört med sin referenslokal.

Eventuella felkällor

Det finns några omständigheter som gör att resultaten i undersökningen kan ifrågasättas. Eftersom tre av småvattnen som ligger i ekologiskt odlad mark ligger på Hushållningssällskapets gård Lilla Böslid kan det möjligen finnas ett beroende mellan lokalerna. Brukningsmetoderna i övrigt kan på något sätt gynna evertibraterna. Sådana faktorer kan vara skyddszonernas bredd mellan åkermark och vatten eller hur gödsel sprids intill småvatten. Detta kan också vara ett beroende mellan samtliga lokaler i ekologisk odlad åker. Det är möjligt att brukarna av dessa marker är allmänt hänsynfullare vid brukningen av kantzoner mot exempelvis småvatten. Tillförsel av näringsämnen och partiklar skapar övergödning av vattnet. Detta leder till igenväxning av trådalger och andmat, utslagning av undervattensvegetation, bildning av giftigt nitrit och syrebrist i vattnet som är negativt för evertibratfaunan.

I tabell 4 finns uppmätta och uppskattade avstånd mellan vatten och åkermark för de olika lokalerna. Både medelavståndet mellan åker och vatten samt det kortaste avståndet mellan åker och vatten har betydelse. En kraftig erosion och tillförsel kan ske där åkern ligger nära vattnet även om medelavståndet som helhet är stort. Det går inte se något entydigt tendens åt endera hållet. Medelavståndet är längst i tre fall av fem till fördel för de småvatten som ligger i ekologiskt odlad mark. När det gäller det kortaste avståndet är det i tre fall av fem till fördel för småvattnen som ligger i konventionellt odlad mark. Medelavståndet är dock längre för småvattnen i ekologisk odlad mark. Detta beror emellertid på att den solexponerade ekologiska lokalen i Mark ligger ovanligt långt från den brukade åkern. Å andra sidan kan avståndet för motsvarande märkegrav i konventionell åker vara missvisande eftersom småvattnen delvis låg i träda vid tillfället för inventeringen.

Tabell 4. Skyddszon mellan brukad åkermark och vattenytan i de olika småvattnen.

	Ekologisk		Konventionell	
	Medelavstånd	Kortast avstånd	Medelavstånd	Kortast avstånd
Beskuggad (Halmstad-96)	4 m	3 m	5,5 m	1,1 m
Vass+fisk (Halmstad-96)	2,9 m	1,2 m	2,1 m	1,5 m
Solexponerad (Halmstad-96)	5 m	3 m	4,2 m	3,3 m
Halvskugga (Mark-92)	5,5 m	1,5 m	7,5 m	3 m
Solexponerad (Mark-01)	Ca 20 m	10 m	4,8 m	3 m
<i>Medel</i>	<i>7,5 m</i>	<i>3,7 m</i>	<i>4,8 m</i>	<i>2,4 m</i>

Insamlingen har skett vid enstaka tillfällen i de olika lokalerna. Under året sker förändringar i evertebratsamhällets sammansättning beroende på att livscyklerna ser olika ut för olika arter och djurgrupper och för att temperatur, syrehalt mm förändras under året. Eventuellt kan utvecklingen se olika ut i olika lokaler p g a olika mikroklimat mm. I andra undersökningar ser man dock att inventeringar som sker vid ett enstaka tillfälle under året ändå korrelerar mycket väl till miljöfaktorer som kan påverka evertebratsamhället (Nolbrant 2000 och 2003).

Fortsatta undersökningar

Denna undersökning tyder på att konventionella bruksmetoder påverkar vattnekosystemen och den biologiska mångfalden i märgelgravarna negativt. Det är möjligt att detta utgör en hotfaktor för flera arter som är beroende av småvattnen. Det är därför mycket angeläget att inventera ytterligare matchade par av småvatten för att undersöka skillnaden i biologisk mångfald mellan småvatten i ekologiskt odlad mark och konventionellt odlad mark. Ytterligare organismgrupper kan inkluderas som exempelvis planktoniska kräftdjur och Chironomider (fjädermyggor). Undersökningen kan också utvidgas genom att anlägga skyddszoner runt de småvatten som ligger i konventionellt brukad mark och undersöka effekter av detta. Lagerlöf (1993) ger en översikt över hur olika typer av sprutfria kantzoner kan återskapas och utformas i odlingslandskapet och deras betydelse för flora och fauna. Alternativt kan förändringar i vatten vid övergång till ekologisk odling undersökas.

Det är också angeläget att undersöka om det finns skillnader i populationstäthet, artantal och överlevnad av ägg och larver hos amfibier mellan de två typerna av småvatten. Resultaten pekar på att en utökad fältstudie med kompletterande laboratorieexperiment kan bli mycket intressanta. En fortsatt undersökning skulle kunna identifiera arter som kan användas som bioindikatorer för vattenkvaliteten i småvatten som ligger i åkermark. Dessa arter kan användas för övervakning av påverkansgraden från jordbruket och effekter av insatta åtgärder samt för övervakning av den biologiska mångfalden i odlingslandskapet.

Referenslitteratur

- Andrén, C., Hansson, R., Nilsson, G. & Nolbrant, P. 1996. Biologisk mångfald i kulturlandskapets småvatten – en jämförande studie av evertebratfaunan från mörgelgravar belägna i konventionellt och ekologiskt odalade jordbruksmarker i Hallands län. Opublicerad.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running waters. *Water Research* 17:333-347.
- Berg, Å. & Pärt, T. 1994. Abundance of breeding farmland birds on arable and set aside fields at forest edges. - *Ecografy* 17: 147-152.
- Chiverton, P.A. & Sotherton, N.W., 1991. The effects on beneficial arthropods of the exclusion of herbicides from cereal crop edges. - *J. Appl. Ecol.*, 28: 1027-1039.
- Engblom, E. & Lingdell, P-E. 1987. Vilket skydd har de vattenlevande smådjuren i landets naturskyddsområden. En studie av försurnings- och föroreningsförhållanden. SNV rapport 3349. - Naturvårdsverket, Solna.
- Fleicher, S., Holmgren, G., Larsson, K., Lundborg, L. & Stibe, L. 1984, Hallands mörgelgravar, en natur och kulturrekurs, meddelande 1984:1 - Länsstyrelsen i Hallands län, Halmstad.
- Fogelfors, H. 1989. Bekämpningsmedlen och den vilda floran. - 30:e Svenska Växtskyddskonferensen, vil. 4: 1-9.
- Gärdenfors, U. (ed.) 2000. Rödlistade arter i Sverige. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Hald, A.B., Pontoppidan, H., Reddersen, J & Elbek-Pedersen, H. 1994. Spröjtrefri randzoner i scedskiftemarkar. - Bekämpningsmedelforskning fra Miljøstyrelsen. København.
- Lagerlöf, J. 1993. Åkerrenar är bra för både jordbruket och naturvården, fakta mark/växter nr 7 - Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Lagerlöf, J. & Wallin, H., 1993. The abundance of arthropods along two field margins with different type of vegetation composition: an experimental study. - *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 43: 141-154.
- Lofs-Holmin, A., 1983. Influence in field experiments of benomyl and carbendazim on earthworms (Lumbricidae). - *Acta Agriculturae Scandinavica*. 33: 225-234.
- Naturvårdsverket, 1995. Aktionsplan för biologisk mångfald. Rapport 4464.
- Nolbrant, P. 1994. Mörgelgravar och andra småvatten i Marks kommun, Miljö i mark rapport 1994:2 - Marks kommun, Kinna.
- Nolbrant, P. 2000. Naturvården i några småvatten i södra Halland – uppföljning efter biotopförbättrande åtgärder på Lilla Böslid 1996-2000. Hushållningssällskapet i Halland.
- Nolbrant, P. 2001. Projekt småvatten i Mark – en del i SNF:s jordbrukskampanj. Miljö i Mark 2001:1.
- Nolbrant, P. 2003. Flora- och faunautveckling efter biotopförbättrande åtgärder i småvatten på Lilla Böslid 1996-2003. Hushållningssällskapet i Halland.
- Potts, 1979. The effects of modern agriculture, nest predation and game management on the population ecology of partridges. - *Advances in Ecological Research* 11: 2-79.
- Sinsch, U., 1989. Gravelpits as secondary habitats for endangered amphibians and reptiles. - *Salamandra* 24(2-3): 161-174.
- Sundberg, I., Nilsson, C. & Medin, M. 1996, Bottenfaunaundersökning i Älvsborgs län 1995, meddelande 1996:4. Länsstyrelsen i Älvsborgs län, miljö och planheten, Vänersborg.
- Woin, P. 1995. Xenobiotics in aquatic ecosystems: Effects at different levels of organisation. Doctoral thesis at Lund University. December 15, 1995, 140 pp.
- Woin, P. 1998 Short- and long-term effects of the pyrethroid insecticide fenvalerate on a invertebrate pond community. *Ecotox. Environ. Safety* 41, 137-156.
- Woin, P., Christoffersen, K., Friberg Jensen, U & Wendt-Rasch, L. 2000. Insecticide induced stimulation of phytoplankton and periphyton in an eutrophic lake. Accepted for ASLO (American Society of Limnology and Oceanography) 2000 Aquatic Sciences Meeting in Copenhagen.
- Woin, P., Arvidsson, A., Andersson, H., Kylin, H., Sundin, P & Wendt-Rasch. 2001. Pesticides in ponds in an agricultural region in Sweden - sampling of water by solid-phase extraction in the field.