

MKB 2012

Användning av VectoBac G med spridning från helikopter för bekämpning av stickmygglarver i översvämningssområden vid Deje

Jan O. Lundström, Thomas Z. Persson Vinnersten & Martina Schäfer
Avdelningen för Populationsbiologi och Naturvårdsbiologi
Evolution生物isk Centrum
Uppsala universitet

Sammanfattning

Omfattning totalt och inom Natura 2000: Bekämpning av översvämningsmyggor i varierande omfattning kan behövas inom 432 ha ramområden, varav 111 ha in Natura 2000-områdena Pannkakan och Ådrans älvskogar. Den mängd VectoBac G som behöver användas varierar kraftigt mellan områden och är beroende på antal översvämningar och översvämningarnas omfattning. Det kan bli aktuellt med upp till fyra insatser per säsong och område och totalt 6 000 kg VectoBac G kan behöva användas under 2012. De aktuella ramområdena inkluderar 111 ha inom två Natura 2000-områden och det maximala årsbehovet av Vectobac G inom dessa områden beräknas till 2 600 kg.

Motiv för myggkontroll: Översvämningsvåtmarker drabbas återkommande men oregelbundet av kraftiga översvämningar under växtsäsongen, men såväl omfattning som intervall varierar mellan områden. Dessa översvämningar skapar förutsättningar för en stickmyggfauna dominerad av översvämningsmyggor, främst *Aedes sticticus*, som aktivt och passivt sprider sig mycket långt från våtmarkernas larvmiljöer. Våra mygginsamlingar under 2010 och 2011 visar att mängden stickmygg av gruppen översvämningsmyggor överstiger 1 000 per fällnatt vid flera tillfällen per år. I fångsterna dominerade översvämningsmyggan *Aedes sticticus* myggfaunan. Mängden stickmyggor i och kring Deja överstiger vad de flesta någonsin upplevt. Återkommande stora till enorma mängder av de mycket aggressiva översvämningsmyggorna är mycket påfrestande för såväl boende som besökare och har negativa effekter på samhällsekonomin.

Bekämpningsmedel och Metod: Översvämningsmyggornas larver bekämpas med bekämpningsmedlet VectoBac G (reg nr 4889). Den aktiva beståndsdelen är proteinkristaller producerade av bakterien *Bacillus thuringiensis israelensis* (BTI) som har en världsomfattande förekomst som även inkluderar svenska våtmarker. VectoBac G är torkad och finfördelad kultur av BTI, som med majsolja fästs vid pellets av majscolvens vedartade kärna. Form och densitet gör att dessa pellets tränger förbi vegetationen och når vattensamlingar med stickmyggglarver. Vectobac G sprids från helikopter över svårtillgängliga översvämningsområden. Bekämpning behöver utföras efter varje mer omfattande kläckning av stickmyggglarver dvs. när mängden larver överstiger 4 per liter i stora vattensamlingar och 50 per liter i små vattensamlingar och diken. Vi använder 13-15 kg Vectobac G/ha vilket uppnås genom noggrann kalibrering av spridarutrustning före varje bekämpningsinsats, samt genom GIS- och GPS- baserade lösningar för hög precision under spridningen.

Risk för direkta negativa miljökonsekvenser: BTI är bara direkt toxiskt för insekter av underordningen myggor (Nematocera) och larver av familjen stickmyggor (Culicidae) är extremt känsliga. Övriga insekter, samt maskar, mollusker, kräftdjur, groddjur, fiskar, fåglar och däggdjur är inte känsliga för BTI. WHO har godkänt användning av BTI för bekämpning av stickmyggglarver i behållare med dricksvatten. Vid dosering för bekämpning av stickmyggglarver är risken mycket låg för påverkan på andra myggor. Endast en underfamilj inom familjen fjädermyggor (Chironomidae) löper någon förutsägbar risk att drabbas negativt, men dock först vid mer än 11-faldig överdosering. Under långtids studier av insektfaunan inom liknade myggproduktiva områden vid nedre Dalälven har inga negativa effekter på fjädermyggor observerats. Våra teknologiska lösningar för spridning av Vectobac G garanterar rätt dosering avsedd för bekämpning av enbart stickmyggglarver.

Risk för indirekta negativa miljökonsekvenser: Utförda studier visar att minskad mängd stickmyggglarver efter bekämpning med VectoBac G ger en mångdubbling av mängden protozoer (föda för stickmyggglarver) i de temporärt översvämmade områdena. Bekämpningen av stickmyggglarber med VectoBac G ger även en viss ökning av dykarskalbaggar (döda och sjuka stickmyggglarver är lätta byten), men har troligen ingen övrig inverkan på den akvatiska miljön. Minskad mängd vuxna översvämningsmyggor kan möjligen minska mängden föda något för spindlar, rovlevande insekter och fåglar som söker efter insekter i vegetationen. Dock finns inga fakta som styrker att fåglar eller andra terrestra rovdjur är beroende av översvämningsmyggor som föda.

Risk för att helikopter stör häckande fåglar: Spridning med lågt flygande helikopter medför endast en låg risk för störning av häckande storfåglar med öppna bon, ingen känd risk för andra häckande fåglar och minst känsliga för denna typ av störning är antagligen hålhäckande fåglar inom familjen

hackspettar. Såväl information från kända aktiva ornitologer, som under lång tid använt helikopter för att närstudera ägg och ungar av stora rovfåglar, som egna observationer i samband med överflygning under bekämpningsuppdrag, indikerar att häckande storfåglar inte störs nämnvärt av helikopter nära eller mycket nära bo med ägg eller ungar.

Risk för ackumulering i organismer och miljön: Varken bakteriepulvret i VectoBac G eller det kristallina pretoxinet eller sporererna kan ackumuleras i organismer. I miljön har det kristallina pretoxinet en mycket kort halveringstid i solljus och ca 4 månaders halveringstid i sediment och kan finnas kvar i jord och sediment men den korta halveringstiden hindrar ackumulering mellan år. Sporererna har förmåga att finnas kvar över längre tid i miljön, men det är oklart hur länge och om en sådan ackumulering har någon som helst negativ miljöeffekt.

Risk för gödnings effekter av komponenter i bekämpningsmedlet och av kvarvarande mygglarvsläk: SLUs miljöanalys-avdelnings utvärdering av de möjliga gödnings effekterna från spridning av Vectobac G resulterar i bedömningen att det inte medför någon betydande näringsämnesbelastning i relation till övrig naturlig och antropogen näringstillförsel till våtmarkerna. Gödning av kvarvarande mygglarvsläk efter bekämpning bedöms endast kunna medföra en obetydlig effekt.

Bekämpningens påverkan på miljön i Natura 2000-områden: Biologisk bekämpning av stickmygglarver med Vectobac G innebär inget hot för den utpekade naturtypen i aktuella Natura 2000-områden och inte för någon av de arter (förutom stickmyggor) som förekommer i dessa naturtyper. Bekämpningen kan enbart innebära en obetydlig grad av belastning på ekosystemet, såväl direkt som indirekt och har enbart effekt lokalt. Doseringen spelar en viktig roll och först vid en fyrtiodubbling av dosen bedöms att bekämpningen kan orsaka distinkt negativ ekologisk effekt i närmiljön. Att garantera rätt dosering avsedd för bekämpning av enbart stickmygglarver är därför avgörande för att minimera miljöbelastningen.

Metoder för att minska miljöpåverkan. Hög geografisk precision vid spridning samt väl avvägd dos som enbart har effekt på stickmygglarver används för att minimera risken för oönskade miljöeffekter. Vi använder oss av en välutvecklad teknologisk lösning för att garantera korrekt dosering och hög geografisk precision.

Alternativa metoder: Det finns i nuläget inga tekniskt genomförbara, ekonomiskt försvarbara och miljömässigt godtagbara alternativa metoder för bekämpning av översvämningsmyggor i geografiskt komplexa översvämningsområden. Personligt skydd som heltäckande klädsel och repellenter är inte godtagbart under långa perioder på sommaren. Kemiska bekämpningsmedel slår mot alla insekter och drabbar även övrig fauna. Modifiering av stickmyggornas larvmiljö genom ändring av hydrologi (t ex omreglering, invallning) och ändrad topografi (t ex älvängsslätter) påverkar våtmarkernas hela ekologiska funktion för såväl växter som djur som alla former av liv. Modifiering av larvmiljöer kan möjligen minska mängden stickmyggor lokalt, men *Aedes sticticus* flyger mycket långt och det skulle kräva mycket omfattande ändringar av hydrologi och marktopografi inom Natura 2000-områdena Pannkakan och Ådrans älvkogar för att ge någon betydande minskning av myggproblemen i Deje.

Liknande problem förekommer sedan decennier i områden vid Dalälven och här har fyra Länsstyrelser gått samman i en Regional Landskapsstrategin för Nedre Dalälven. Sedan våren 2011 ingår Jan O. Lundström och Martina Schäfer i en samverkansgrupp om vattenreglering och bidrar till arbetet med att ta fram en strategi för minskning av myggproduktion genom att reducera antalet mindre flödestoppar sommartid. En sådan metod kan möjligen minska antalet myggproducerande översvämnningar, men har ingen effekt på de översvämnningar som orsakas av stora flöden då dessa inte kan regleras med befintlig dammkapacitet.

Innehållsförteckning

1.	Beskrivning av områdets översvämningsvåtmarker	6
1.1	Total omfattning av översvämningsområden som ingår i ansökan	6
1.2	Områden vid Deje, Forshaga kommun, som producerar översvämningsmyggor	6
1.3	Faunan i de aktuella översvämningsområdena	7
2.	Natura 2000-områden som berörs av den planerade myggbekämpningen.....	7
2.1	Natura 2000-området Pannkakan (SE0610135, Värmlands län).....	8
2.2	Natura 2000-området Ådrans älvskogar (SE0610225, Värmlands län).....	8
3.	Naturreservat som berörs av den planerade myggbekämpningen	8
4.	Motivering för kontroll av översvämningsmyggor i aktuella översvämningsområden	9
4.1	Översvämningsmyggor och skogsmyggor.....	9
4.2	Ett graderingssystem för myggproblem i Sverige	9
4.3	Återkommande stora mängder av översvämningsmyggor under sommaren.....	10
4.4	Befolkningens livssituation under mygginvasjon	10
5.	Val av bekämpningsmedel och metod.....	11
5.1	BTI ett myggspecifikt biologiskt bekämpningsmedel	11
5.2	Stickmyggarter som skall bekämpas	13
5.3	Områdets tillgänglighet och val av spridningsmetod.....	13
6.	Spridning av BTI över våtmarker från helikopter	13
6.1	Lokalisering och omfattning	13
6.2	Tidsintervall och bedömning av behov.....	13
6.3	Mängden biologiskt bekämpningsmedel.....	14
6.4	Utförande av bekämpning	14
7.	Bedömning av stickmyggbekämpningens miljökonsekvenser	14
7.1	Direkta toxiska effekter av BTI på icke-målorganismer	14
7.2	Ackumulering av BTI i organismer och i miljön.....	17
7.3	Gödningseffekter av komponenter i bekämpningsmedlet och av kvarvarande mygglarvsluk ...	19
7.4	Indirekta effekter av minskad mängd stickmyggor	20
7.5	Häckande fåglar och risk för helikopterstörning	21
7.6	Kumulativa miljöeffekter	24
7.7	Uppgifter som krävs för att påvisa negativa miljöeffekter	24
7.8	Bekämpningens påverkan på miljön i Natura 2000-områden	25
7.9	Kvantifierad bedömning av bekämpningens ekologiska effekter	26
8.	Åtgärder för att förebygga negativa miljöeffekter	29
9.	Alternativa bekämpningsmetoder inklusive nollalternativet	29
9.1	Personligt skydd	29
9.2	Modifiering av stickmyggornas larvmiljö.....	30
9.3	Direkt kemisk bekämpning av stickmygg och mygglarver	31

9.4	Nollalternativet.....	31
10.	Refererad litteratur.....	32
11.	Appendix 1 Natura 2000 tabeller och kartor.....	39

1. Beskrivning av områdets översvämningsvåtmarker

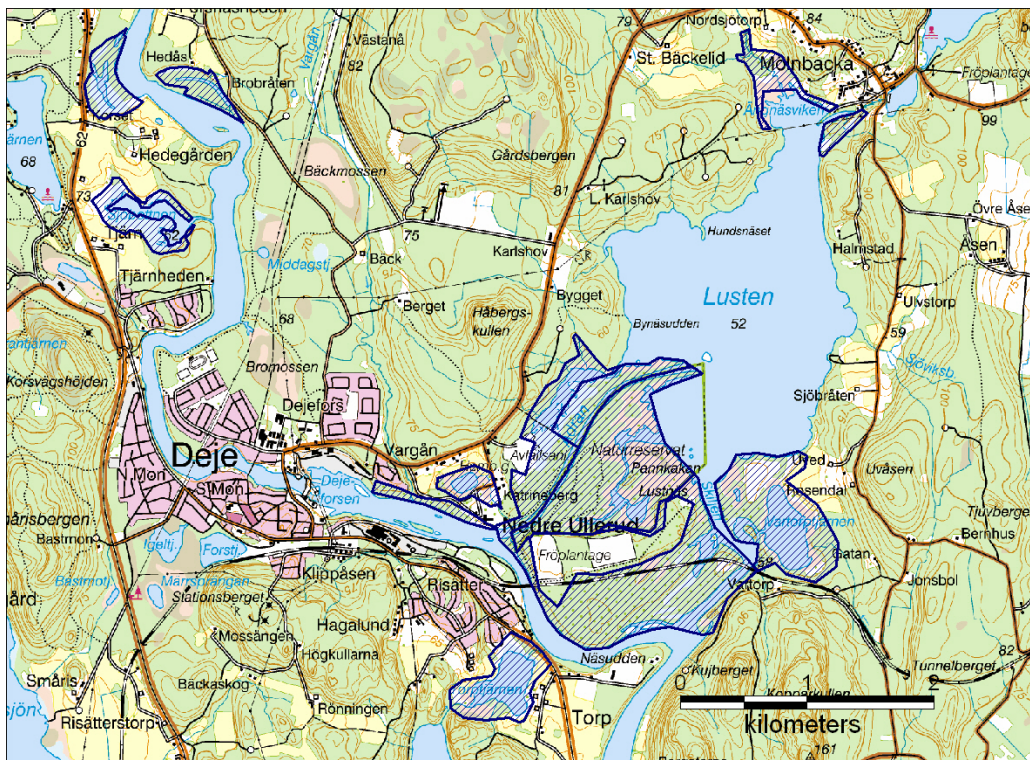
1.1 Total omfattning av översvämningsområden som ingår i ansökan

Översvämningsvåtmarker förekommer i flacka områden vid sjöar och vattendrag av varierande storlek. Områden med återkommande översvämnings varierar vad gäller vegetation. De områden som översvämmas ofta under växtsäsongen domineras av gräs och örter medan områden som översvämmas mer sällan har en ökad andel buskar och träd. Med hjälp av en högupplöst digital höjdmödel (DTM) över berörda områden och data över flöden (Berg 2011), samt besök på plats för bedömning och inmätning med GPS, har vi kartlagt de områden som brukar översvämmas och som är produktiva för översvämningsmyggor.

Planerade ramområden för biologisk myggbekämpning under 2012 är på totalt 432 ha (Figur 1) varav den största delen (387 ha) ligger nedströms Dejeforsen. Inom vilken del av ramområdet som en enskild bekämpning utförs beror av var den grunda och mygglarvsproduktiva delen av varje översvämnings är lokaliserad. Som exempel beräknades att ca 144 ha skulle ha ingått i en bekämpningsinsats under översvämnings september 2011.

1.2 Områden vid Deje, Forshaga kommun, som producerar översvämningsmyggor

Kartläggning av översvämningsområden som potentiellt är mycket produktiva för översvämningsmyggor visar att 432 ha behöver inkluderas i ansökan (Figur 1). Larverna produceras i periodvis översvämmade låglänta områden såväl uppströms som nedströms Dejeforsen, med den största arealen nedströms Dejeforsen i områdena söder om sjön Lusten.



Figur 1. Planerade ramområden för myggbekämpning runt Deje.

1.3 Faunan i de aktuella översvämningsområdena

På en ö i Klarälvens delta, mellan huvudfåran och sjön Lusten, ligger naturreservatet Pannkakan. De lägre delarna av ön (bl a Pannkakan) översvämmas regelbundet. Lövskogarna är av urskogskaraktär och innehåller en hög andel döda och döende träd. Gråal är det dominerande trädslaget. Vegetationen är tät med busksnår (vinbär, druvfläder, hägg mm) och ormbunksväxter. På gråalarna växer humle. Insektslivet är rikt med mängder av stickmyggor sommartid. Hackspettar och andra hålbbyggande fågelarter har utmärkta förhållande i skogen, som även hyser många trastar, sångare, flugsnappare, mesar och finkar. Området har sedan 1970-talet regelbunden förekomst av den akut hotade vitryggiga hackspetten. Förutom ett rikt fågelliv hyser Pannkakan en intressant insektsfauna där speciellt skalbaggsfaunan är väldokumenterad.

Naturreservatet Pannkakan utgör en värdekärna för den hotade vitryggiga hackspetten. Vitryggig hackspett är ett av våra mest specialiserade ryggradsdjur med krav på omfattande arealer lövträdsrika livsmiljöer med äldre lövträd och ett stort inslag av död och döende lövved. Den kraftiga tillbakagången av arten har orsakats av en motsvarande kraftig minskning av lövträdsrika skogsmiljöer med en hög andel död och döende ved. Den primära orsaken till artens snabba tillbakagång hänger således samman med det senaste århundradets storskaliga förändringar av skogslandskapet, huvudsakligen som en följd av hur skogsbruket bedrivits. Artens krav på livsmiljöerna står ofta i konflikt med skogsbrukets krav på lönsamma produktionsbestånd av barrträd. I Naturvårdsverkets åtgärdsprogram för vitryggig hackspett fokuseras på särskilt värdefulla trakter där områdesskydd (t ex reservatsbildning) kombineras med t ex riktad rådgivning om generell hänsyn i skogsbruket samt skötsel och restaurering för att långsiktigt öka lövandelen i skogslandskapet runt de områden som fortfarande hyser den vitryggiga hackspetten. Pannkakans Natura 2000-område är en viktig pusselbit i detta arbete.

Norr om naturreservatet Pannkakan, väster om Klarälvsarmen Ådran, ligger Natura 2000-området Ådrans älvskogar. Lövskogen domineras av gråal som ställvis är mycket grovstammiga. Spridda granar finns också till skillnad mot Pannkakan där granen är borttröjd. Andelen döda och döende träd är betydande. Terrängen är trots deltaplanet kuperat med vallar och svackor som vid högvatten står vattenfyllda. Området är svårframkomligt eftersom stigar saknas. I strandbrinkarna finns underjordiska bävergångar som här och var rasat och skapat förrådiska hål för besökaren. Vegetationen är tät med busksnår (vinbär, druvfläder, hägg mm) och ormbunksväxter. På gråalarna växer humle. Insektslivet är rikt med mängder av stickmyggor sommartid. Hackspettar och andra hålbbyggande fågelarter har utmärkta förhållande i skogen, som även hyser många trastar, sångare, flugsnappare, mesar och finkar. De för naturtypen 4 typiska arterna entita, stjärtmes, mindre hackspett och strutbräken har starka förekomster i lövskogarna runt Lusten och utmed Klarälvens strandskogar.

2. Natura 2000-områden som berörs av den planerade myggbekämpningen

Informationen om Natura 2000-områden utgår ifrån Naturvårdsverkets hemsida (<http://www.naturvardsverket.se/Start/Naturvard/Skydd-av-natur/Natura-2000/Kartverktyget-Sveriges-Natura-2000-omraden>) med kompletterande information från bevarandeplanen för respektive område, hämtade från Länsstyrelsen i Värmland. För mer information om de planerade ramområden inom Natura 2000-områden hänvisas till Appendix 1.

2.1 Natura 2000-området Pannkakan (SE0610135, Värmlands län)

Natura 2000-området Pannkakan om totalt 114 ha motiveras med utgångspunkt i habitatdirektivet (Länsstyrelsen Värmland 2006-03-15a). Bevarandesyftet med området är att uppnå en gynnsam bevarandestatus för naturtypen *alluviala lövskogar* på biogeografisk nivå (Bevarandeplan Natura 2000-området Pannkakan, 2006-03-15a). Området är till 100% naturreservat.

Skydd enligt habitatdirektivet baseras på förekomst av habitatet alluvial lövskog, som tidvis är översvämmade (91E0). Bevarandemål är att naturtypens utbredning bibehålls i minst 75 ha omfattning, mängden död ved och typiska arter. Dessa bevarandemål kan inte påverkas av den planerade bekämpningen av stickmygglarver med VectoBac G spridd från helikopter.

Hotbild. Som hot mot den utpekade naturtypen nämns alla former av skogsbruk, invandrande av gran, uteblivna översvämningar samt markberedning, dikning och annat som förändrar hydrologin. Biologisk bekämpning av stickmygglarver med VectoBac G spridd från helikopter innebär inget hot för den utpekade naturtypen i Natura 2000-området Pannkakan.

2.2 Natura 2000-området Ådrans älvskogar (SE0610225, Värmlands län)

Natura 2000-området Ådrans älvskogar om totalt 21 ha motiveras med utgångspunkt i habitatdirektivet (Länsstyrelsen Värmland 2006-03-15b). Bevarandesyftet med området är att uppnå en gynnsam bevarandestatus för naturtypen *alluviala lövskogar* på biogeografisk nivå (Bevarandeplan Natura 2000-området Pannkakan, 2006-03-15b). Området är inte skyddat för övrigt.

Skydd enligt habitatdirektivet baseras på förekomst av habitatet alluvial lövskog, som tidvis är översvämmad (91E0). Bevarandemål är att naturtypens utbredning bibehålls i minst 16 ha omfattning, mängden död ved, andel gran (förslag max 1/5) och typiska arter. Dessa bevarandemål kan inte påverkas av den planerade bekämpningen av stickmygglarver med VectoBac G spridd från helikopter.

Hotbild. Som hot mot den utpekade naturtypen nämns alla former av skogsbruk, invandrande av gran, uteblivna översvämningar, större uttag av träd som även kan skapa markförstöring, samt leda till uttorkning och konkurrensutsättning för många arter som är knutna till biotopen, och fragmentering som leder till minskad konnektivitet mellan områden, brist på genflöde mellan populationer samt kanteffekter i små objekt. Biologisk bekämpning av stickmygglarver med VectoBac G spridd från helikopter innebär inget hot för den utpekade naturtypen i Natura 2000-området Ådrans älvskogar.

3. Naturreservat som berörs av den planerade myggbekämpningen

Naturreservatet Pannkakan om totalt 122 ha varav 76 ha land bildades 1983 av Länsstyrelsen i Värmland. Grunden för beslutet var att bevara urskogsliknande miljöer i ett unikt deltalandskap. Pannkakan har vidare bedömts vara en viktig lokal för den utrotningshotade vitryggiga hackspetten och för många andra organismer som är beroende av en livsmiljö i naturskog (Länsstyrelsen i Värmland 1983-03-14, RRnr 02-031).

Ändamålet med reservatet är att låta vegetationen fritt utvecklas utan andra ingrepp än de som anges i den skötselplan som ingår i beslutet. Ändamålet är även att området skall kunna utnyttjas som referens- och studieobjekt – i den mån det inte strider mot bevarandebestämmelserna. Reservatsföreskrifterna innehåller bl.a. att det är förbjudet att: framföra motordrivna fordon, framföra terrängfordon, göra upp eld, skada vegetationen t ex genom att bryta grenar, fälla eller på annat sätt skada levande eller döda träd och buskar, samt, störa djurlivet t ex genom att uppehålla sig vid bo eller släppa lös hund.

Skötselplan för naturreservatet upprättades i samband med att reservatet bildades 1983. Syftet med naturvårdsförvaltningen är att a) tillse att ändamålet med reservatet uppnås, b) styra besökare så att naturmiljön inte besväras av slitage och störningar samt c) vid behov genomföra viss vegetationsvård.

Bekämpning av översvämningsmyggornas larver med VectoBac G spridd från helikopter innebär inget hot mot de arter och miljöer som lever inom Naturreservatet Pannkakan förutom målorganismen, översvämningsstickmygg.

4. Motivering för kontroll av översvämningsmyggor i aktuella översvämningsområden

4.1 Översvämningsmyggor och skogsmyggor

Antalet arter av stickmyggor och myggfaunans sammansättning varierar mellan olika delar av landet (Schäfer & Lundström 2001). Gruppen skogsmyggor (funktionell grupp 2a) är vanliga över hela landet och dominerar i de flesta områden (Schäfer et al. 2004). De övervintrar som frys- och torkresistenta ägg som behåller sin vitalitet under flera år och kläcks endast om de först konditioneras genom infrysning och därefter översvämmas under våren. Skogsmyggor har en generation per år och larverna lever i smältvattenpölar och andra temporära våtmarker under våren. De vuxna skogsmyggorna förekommer rikligt i de flesta skogsområden under juni och är de stickmyggor som alla svenskar har egen erfarenhet av. Efter populationstoppen i juni minskar mängden skogsmyggor kraftigt under juli och bara ett fåtal finns kvar under augusti. Även översvämningsmyggor övervintrar som frys- och torkresistenta ägg som behåller sin vitalitet i flera år. Men äggen behöver inte konditioneras utan kläcker direkt vid nästa översvämning. Översvämningsmyggornas larver kan utvecklas efter varje översvämning och kläcka fram flera nya generationer under en regnig sommar. Därför kan översvämningsmyggor bygga upp mycket större populationer än de betydligt vanligare arterna av skogsmyggor.

4.2 Ett graderingsystem för myggproblem i Sverige

Stickmyggor upplevs i varierande grad som ett problem men helt klart är arter inom gruppen översvämningsmyggor betydligt mer påfrestande än de vanliga skogsmyggorna. Det finns också individuella skillnader i hur besvärad man blir av stickmyggor. Ålder är troligen en viktig faktor för att förklara skillnader i upplevelse av myggproblem mellan individer där barn och ungdomar är betydligt känsligare än vuxna. Andra faktorer som tidigare exponering för stickmygg påverkar också enskilda människors bedömning av myggproblem. Mot bakgrund av denna variation i upplevelse av vad som är ett myggproblem är det mycket svårt att på ett säkert sätt definiera vid vilket antal stickmyggor som de orsakar omfattande lidande. Våra mätningar av mängden stickmyggor i ett stort antal områden över hela Sverige genom insamlingar med Centers for Disease Control Miniature light trap (CDC-fälla) betad med

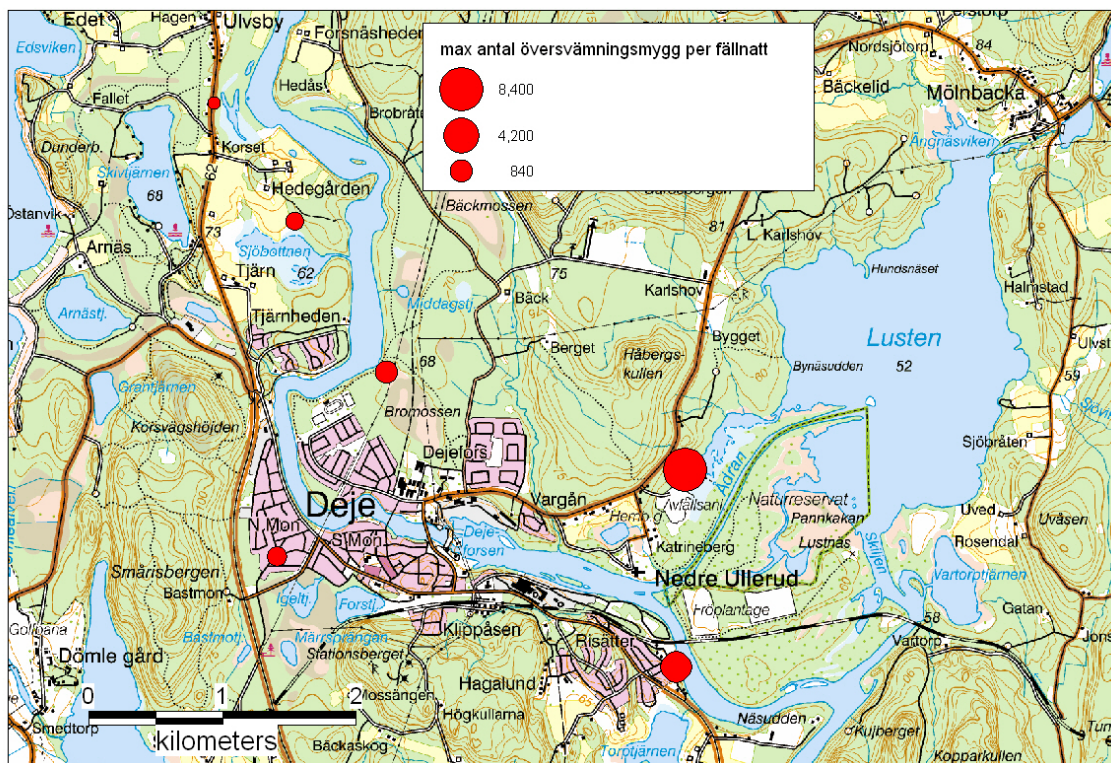
koldioxid ger dock en bild över vad som är normala mängder och hur stor variation som förekommer. Dessa studier visar att maximala mängder normalt är ungefär 1 000 till 2 500 stickmygg per fällnatt i områden med dominans av skogsmygg och att det högsta uppmätta värdet i ett område med skogsmygg är 4 140 per fällnatt (Allavara i Norrbotten 1991-07-09). Under det senaste decenniet har människor i flera områden rapporterat att de drabbats av ovanligt stora myggproblem och mätningar har visat en dominans av översvämningsmygg i dessa områden, att upp till 20 000 stickmygg per fällnatt inte är ovanligt, samt att upp till 89 500 stickmygg per fällnatt förekommer. Egna upplevelser av vid vilka myggmängder som de upplevs mer eller mindre påfrestande samt de uppgifter vi får från boende och besökare i områden där vi fångar stickmygg indikerar ett visst samband mellan mängden stickmygg per fällnatt och de problem som upplevs. Människor som vistas i områden där vi fångar upp till ett par hundra stickmygg per fällnatt anser sällan att myggen är något problem, men vid fångster mellan 500 och 1 000 per fällnatt anser många att det blir påfrestande. Gränsen för när flertalet anser att de drabbats av besvärande myggproblem går vid ungefär 2 000 stickmygg per fällnatt. Gränsen för mycket stora myggproblem går vid ungefär 5 000 stickmygg per fällnatt. Vid ungefär 10 000 stickmygg per fällnatt passeras gränsen för vad samtliga anser är olidliga myggproblem. Dessa bedömningar bygger på vuxna människors erfarenheter från miljöer där de aggressiva och dagaktiva arterna av översvämningsmygg (*Aedes sticticus* samt *Aedes vexans*) dominerar. I områden där de mindre aggressiva skogsmyggorna dominerar behövs en större mängd stickmygg per fällnatt för att uppnå samma grad av obehag. I realiteten innebär detta att bara områden med mängder av översvämningsmygg drabbas av så omfattande myggproblem att det motiverar bekämpningsinsatser.

4.3 Återkommande stora mängder av översvämningsmygg under sommaren

Vuxna stickmygg fångades på 6 platser runt Deje under 2010 och 2011 och mängden stickmygg av gruppen översvämningsmygg översteg 1 000 per fällnatt (krav i godkännandet av bekämpningsmedlet Vectobac G, Kemikalieinspektion reg nr 4889) vid två tillfällen i Ådran 2010, vid tre tillfällen i Ådran 2011 och vid två tillfällen i Risätter 2011. De största myggproblemen uppträder nedströms Dejeforsen (Figur 2). Myggfaunan runt Deje är klart dominerad av översvämningsmygg och främst arten *Aedes sticticus*, följt av *Aedes vexans* (Lundström & Schäfer 2010, Lundström et al. 2011).

4.4 Befolkningens livssituation under mygginvasion

Befolkningen inom ramområdet vid Deje har enligt egen utsägo drabbats av stora mängder stickmygg under flertalet år och även fört fram klagomål om problemen de orsakar samt påtalat behovet av myggbekämpning (Lundström & Persson Vinnersten 2011). Återkommande mycket stora till olidliga mängder av översvämningsmygg som är aktiva även dagtid i fullt solsken orsakar betydande problem. Det är svårt att få slakten att komma på besök sommartid, barnen klarar inte av att vara utomhus och leka och bada, det är deprimerande att tvingas tillbringa sommaren inomhus när man är i sin stuga för att njuta av sommarens ledighet, utomhusarbete försvåras eller var inte möjligt. Tröttnar man på situationen och försöker sälja sitt hus finns dessutom en tydlig risk att behöva sälja till underpris då många potentiella köpare skyr detta myggrika område. Att tvingas till en vinterliknande tillvaro under flera sommarmånader i följd är mycket tungt, speciellt för barnen.



Figur 2. Maximala mängden stickmyggor fångade med CDC-fällor under en natt placerade i områden kring Deje under 2011.

För att ta reda på hur påfrestande det kan vara med lång exponering av översvämningsmygg genomfördes ett examensarbete vid Institutionen för psykologi, Uppsala universitet, som utvärderade upplevelser av att i sin boendemiljö (vid nedre Dalälven) om och om igen exponeras för stora mängder översvämningsmygg (Nordström 2010). Exponeringsgraden för översvämningsmygg har en stor betydelse för upplevd grad av ångest, depression och livstillfredsställelse hos människor i nedre Dalälven. Jämförelse av boendemiljö och psykisk hälsa mellan orter med olika grad av exponering för översvämningsmyggor visade att hög grad av exponering kopplas till att skattningar för depression ökar till ”gränsvärde för indikation på depression”, samt att skattningar för ångest ökar till att ”överskrida gränsvärdet för indikation på klinisk ångest”. Konsekvensen är en risk för långsiktig försämring av psykisk hälsa hos boende i områden som exponeras för stora mängder översvämningsmygg och en rubbning i platsanknytning. Man kan utifrån sådana konsekvenser av myggexponering befara avfolkning från högt exponerade orter som varit kontinuerligt bebodda i flera hundra år.

5. Val av bekämpningsmedel och metod

5.1 BTI ett myggspecifikt biologiskt bekämpningsmedel

Bacillus thuringiensis israelensis (BTI) är en aerob saprofytisk bakterie med omfattande geografisk utbredning över stora delar av världen och BTI förekommer naturligt även i svenska våtmarker (Eskils & Lövgren 1997). Vid sporulering bildar bakterien proteinkristaller av ett protoxin som kan omvandlas till substanser med specifik toxisk effekt mot myggelarver,

främst av familjerna stickmyggor och knott. Den genetiska informationen för produktion av detta pretoxin består av fyra större och två mindre gener, samtliga lokaliserade till en av bakteriens största plasmider. En basisk miljö (högt pH) krävs för att lösa upp kristallen och därefter behöver pretoxinet klyvas i mindre delar av specifika enzymer innan de aktiverade toxinerna angriper celler i mygglarvens tarmkanal. Toxinerna agerar synergistiskt, fäster vid specifika epitoper på tarmkanalens epitelceller och förstör dessa celler vilket leder till att mygglarven avlider.

Ingen resistensutveckling har kunnat observeras hos stickmyggor i områden som flera gånger årligen under 15 år behandlats med BTI (Ludwig & Becker 1997). Att stickmyggor normalt inte utvecklar resistens mot BTI beror på samspelet mellan de fyra toxiner som aktiveras i mygglarvens tarmkanal (Becker et al. 2003, Wirth et al. 1997, 2005, Perez et al. 2005). Det finns rapporter om enstaka stickmyggpopulationer där 2-3 ggr högre dos krävs i laboratorietest för att inducera hög mortalitet (Alkiner et al. 2009, Paris et al. 2010), och en rapport om mer höggradig resistens hos *Culex pipiens* (Paul et al 2005). Franska forskare har identifierat gener hos stickmyggarter (*Aedes rusticus*, *Aedes aegypti*) som kan var inblandade i utveckling av resistens, men drar slutsatsen att det inte räcker med dessa gener för utveckling av resistans (Bonin et al. 2009, Boyer et al. 2007). Samma grupp har också med molekylära metoder påvisat positiv genetisk selektion associerat med BTI-bekämpning, vilket de tolkar som ett första steg mot utveckling av resistens men som dock ännu inte kan påvisas med toxikologiska metoder (Paris et al. 2010). En tolkning kan vara att detta är de första tecknen på begynnande resistensutveckling, men det finns också utrymme för andra tolkningar. Utifrån ett scenario med risk för framtida utveckling av resistens är det positivt med den utveckling av rekombinanta bakteriestammar som nu pågår (Wirth et al. 2010).

Ett mycket stort antal studier, både laboratorieexperiment och fältexperiment, utförda av många olika forskargrupper har samstämmigt visat att riktad bekämpning med BTI mot stickmyggor kan utföras utan observerbara negativa effekter för andra organismer (Becker et al. 2003, Boisvert & Boisvert 2000, Lacey 2007, Lundström et al. 2010a, 2010b, Persson Vinnersten et al 2009, 2010). BTI anses som den i särklass säkraste metoden att bekämpa stickmyggornas larver i våtmarker.

Biologisk bekämpning med BTI mot mygglarver av främst släktena *Aedes* och *Culex* utförs regelbundet sedan flera decennier i ett antal Europeiska länder (Tyskland, Schweiz, Italien, Portugal, Spanien, Frankrike, Bosnien, Serbien, Rumänien, Turkiet), i ett stort antal stater i USA, i Kanada, samt i många andra länder (Schäfer 2003). Generellt har detta resulterat i god kontroll av stickmyggor utan att orsaka negativa effekter hos andra organismer.

För att praktiskt utföra en lyckad bekämpning med BTI mot stickmyggor krävs detaljerad kännedom om vilken art som skall bekämpas, om kläckningsplatsernas geografi, samt om tidpunkten när de tidiga larvstadierna är aktiva. Den korta varaktigheten för BTI i miljön medför att bekämpningen rent tidsmässigt måste utföras med mycket hög precision. Normalt handlar det om 6 till 10 dygn från kläckning av larver till dess att bekämpningen måste vara utförd för att få avsedd effekt.

Materialet som ska användas benämns VectoBac G och består av torkad och finfördelad kultur av BTI som fästs vid torkade fragment av majscolvens vedartade kärna med hjälp av majsolja. VectoBac G är godkänd av Kemikalieinspektionen som biologiskt bekämpningsmedel (reg nr 4889).

5.2 Stickmyggart som skall bekämpas

Våra undersökningar av stickmyggfaunan i Deje och i närliggande våtmarksområden visar tydligt att *Aedes sticticus* är den art som främst behöver bekämpas (Lundström & Schäfer 2011, Lundström et al. 2011).

5.3 Områdets tillgänglighet och val av spridningsmetod

De temporära våtmarker som producerar stora mängder *Aedes sticticus* är vid översvämning mycket svårtillgängliga vilket innebär att mygglarverna normalt inte kan bekämpas manuellt. Därför behöver bekämpningen utföras från fordon. Spridningsaggregat kan monteras på båt, amfibiefordon, flygplan och helikopter. Risken för markslitage och kraftig störning av djurlivet vid markbaserad bekämpning från fordon innebär dock att flygburen bekämpning är det mest skonsamma alternativet. Bekämpning från helikopter förordas eftersom metoden kombinerar snabbhet med precision och låg risk för störning av djurlivet. Helikopter kan också nyttja landnings- och lastningsplatser nära våtmarkerna vilket minskar antalet transportflygningar över områden som inte skall bekämpas.

6. Spridning av BTI över våtmarker från helikopter

6.1 Lokalisering och omfattning

Insatsen planeras till periodvis översvämmade låglänta våtmarksområden vid Deje. Kartläggning av potentiella översvämningsvåtmarker med hjälp av terrängkartor, ortofoton, inmätning till fots med GPS samt en digital terrängmodell (DTM) framtagen under 2011 (Berg 2011), visar att inom ramområden på totalt 432 ha kan stickmygglarver behöva bekämpas.

6.2 Tidsintervall och bedömning av behov

Effekten av BTI är kortvarig (24 till 48 timmar) och påverkar därför bara en generation av stickmyggornas larver, varför bekämpningen behöver upprepas efter varje mer omfattande kläckning av översvämningsmyggor. Översvämningsmyggor under växtperioden kan producera stora till enorma mängder av översvämningsmyggor i de flacka låglänta våtmarkerna. Vårfloden kan redan under april leda till produktion av *Aedes sticticus* i nära anslutning till de skogsmyggor som bara utvecklar en generation per år. Med varierande tidsintervall inträffar dessutom sommaröversvämningsmyggor som enbart producerar översvämningsmyggor. Behovet av kontrollåtgärder varierar därför i relation till översvämningsmyggornas frekvens och omfattning under växtsäsongen. Samtliga potentiella bekämpningsområden som ingår i denna ansökan har besökts vid flera tillfällen och bedöms kunna producera stora till enorma mängder översvämningsmyggor vid översvämning under växtsäsongen.

Det komplicerade översvämningsmönstret gör det svårt att förutsäga när, hur ofta och hur stora översvämningsmyggor som kan inträffa under en säsong. Förändringar av vattennivåer följs kontinuerligt under barmarksperioden och vid varje översvämning under april till och med augusti utför personal vid Biologisk Myggkontroll kvantitativ provtagning av stickmygglarver för bedömning av eventuellt behov av bekämpning. Bekämpning är aktuell när det förekommer mer än fyra stickmygglarver per liter vatten inom stora vattenytor, eller mer än 50 larver per liter inom mindre vattensamlingar eller diken (Becker et al. 1996, Kemikalieinspektionens godkännande av Vectobac G reg nr 4889). Varierande mängd

stickmygglarver mellan olika delar av ett potentiellt bekämpningsområde medför att vi behöver besöka flera provytor och ta 10 prov inom varje provyta för att få den överblick som krävs för en samlad bedömning av bekämpningsbehov.

Inför en insats behövs dessutom detaljerad kunskap om exakt position och storlek hos de våtmarksarealer som skall behandlas. Denna information extraheras ur vår DTM, tidigare kartläggningar och genom utökad kartläggning direkt i fält med hjälp av GPS i direkt anslutning till bekämpningsinsatsen. Baserat på resultaten från mätningar av mängden mygglarver och de översvämmande ytornas storlek görs en erfarenhetsmässig bedömning av bekämpningsbehovet i varje potentiellt bekämpningsområde.

6.3 Mängden biologiskt bekämpningsmedel

Under 2002 till 2011 har vi använt VectoBac G i dosen 13 – 15 kg/ha för bekämpning av översvämningsmygg vid nedre Dalälven, och vi avser använda samma dos även runt Deje. Effekten på mygglarver är beroende av dosering och varierar mellan familjer av myggor (underordningen Nematocera). För bekämpning av stickmyggor (familjen Culicidae) används VectoBac G i dosen 13-15 kg/ha, men för motsvarande effekt på fjädermyggor (familjen Chironomidae) krävs 150 kg/ha till 1 125 kg/ha eller 10 – 75 gånger högre dos. Den metod som Biologisk Myggkontroll använder för spridning av VectoBac G innebär en mycket låg risk för feldosering och garanterar att kraftig överdosering inte kan inträffa.

Den mängd VectoBac G som behöver användas för bekämpning av stickmyggor i berörda områden kan variera mycket mellan år beroende på antal översvämningar och översvämningarnas omfattning. Upp till 6 000 kg VectoBac G kan behöva spridas över våtmarker i berörda områden vid upp till en stor och tre mindre översvämningar under en säsong.

6.4 Utförande av bekämpning

För spridning av VectoBac G används helikopter som flyger över det aktuella området vid ett tillfälle per insats. Landnings- och lastningspunkter nära aktuella bekämpningsområden kommer att nyttjas vid insatserna.

Piloten får digitaliserad information (visas på bildskärm i helikoptern) över exakt vilka områden som skall behandlas samt instruktion om dosering och eventuella förbehåll för områden som inte får överflygas. Efter genomförd spridning överlämnar piloten detaljerad digitaliserad information om helikopterns flygrörelser under spridning. Flygrutten analyseras omgående av ansvariga biologer för att utvärdera täckningsgrad och precision.

Helikoptern flyger med en jämn hastighet på 60 knop (ca 100 km/h) i raka linjer på ca 40 m höjd för att åstadkomma en jämn fördelning av VectoBac G, vid högre höjd ökar risken för vindavdrift vilket sänker precisionen. Flygtiden är ca en ha per minut och helikoptern kan sprida VectoBac G över ca 50 ha efter varje lastning.

7. Bedömning av stickmyggbekämpningens miljökonsekvenser

7.1 Direkta toxiska effekter av BTI på icke-mål organismer

Forskning kring potentiella biologiska bekämpningsmedel mot stickmygglarver i Israel under 1976 resulterade i det första fyndet av *Bacillus thuringiensis israelensis* (BTI) i en vattenpöl

med döda mygglarver (Goldberg & Margalith 1977, Barjac 1978, Margalith 1990). Experiment visade att den var mycket toxisk för stickmygglarver. Detta fynd startade en intensiv period av forsknings- och utvecklingsarbete för att undersöka om och hur BTI påverkade olika typer av organismer, för att klarlägga verkningsmekanismer, samt för att utveckla odlings och applikationstekniker. Den aktiva beståndsdelen är ett pretoxin producerat av bakterien BTI och det förekommer i form av svårösliga proteinkristaller (Boisvert & Boisvert 2000). Den specifika verkningsmekanismen kräver att proteinkristallerna sväljs, att magtarmkanalen har en kraftigt basisk miljö med minst pH 9, att specifika proteinaser förekommer i magtarmkanalen, samt att magtarmkanalens celler har receptorer som binder till de toxiska substanser som frigjorts och aktiverats. Flera toxiner, med något varierande verkningsmekanismer, aktiveras och angriper magtarmkanalens celler så att cellmembranet förstörs och cellen faller sönder. Hålen som bildas i larvens magtarmkanal gör att tarminnehållet kommer ut i kroppshålan och larven avlider.

BTI är akut toxiskt endast för en begränsad grupp av insekter inom ordningen Diptera underordningen Nematocera (Boisvert & Boisvert 2000). Den toxiska effekten slår mot larver av ett fåtal familjer inom underordningen Nematocera. Känsligast är larver av familjen Culicidae (stickmyggor) som förekommer i stillastående temporära vatten och larver av familjen Simuliidae (knott) som endast förekommer i rinnande vatten. Bekämpning av stickmygglarver utförs endast i grunda vegetationsrika översvänningsvåtmarker vilket medför att medlet inte kan transporteras till rinnande vatten och påverka knottlarver. Vid kraftigt ökad dos är BTI även toxiskt för akvatiska larver av Chironomidae (fjädermyggor) inom underfamiljen Chironominae (Boisvert & Boisvert 2000). Vid kraftigt ökad dosering kan BTI användas för kontroll av *Chironomus* spp och andra Chironominae (Ali et al. 1981, Sinegre et al. 1990, Pont et al. 1999, Vaughan et al. 2008). Vid mycket kraftigt ökad dos kan BTI även vara toxiskt för ytterligare fem myggfamiljer Dixidae (u-myggor), Tipulidae (harkrankar), Psychodidae (fjärilsmyggor), Sciaridae (sorgmyggor) och Ceratopogonidae (svidknott) som förekommer i våtmarker (WHO 1981, Back et al. 1985, Houston et al. 1989, Smits & Vlug 1990, Keil 1991, Becker & Margalith 1993).

BTI är inte toxiskt för övriga evertebrater och vertebrater. Intag av BTI är inte skadligt för övriga familjer av ordningen Diptera (tvåvingar), ej heller för insekter av ordningarna Collembola (hoppstjärtar), Coleoptera (skalbaggar), Odonata (trollsländor), Trichoptera (nattsländor), Heteroptera (skinnbaggar) samt Ephemeroptera (dagsländor) (Boisvert & Boisvert 2000). Toxiska effekter har inte observerats hos mollusker (sniglar, snäckor och musslor), maskar, kräftdjur eller andra evertebrater (Boisvert & Boisvert 2000, Eder & Schönbrunner 2010). En sentida experimentell studie (Duchet et al. 2008), fann ingen ökad mortalitet hos kräftdjuret *Daphnia pulex* som exponerats för BTI i behållare placerade i naturlig våtmarksmiljö. Inga direkta toxiska effekter har observerats hos fåglar, däggdjur, groddjur eller fiskar. Det kan noteras att WHO har godkänt att BTI får användas som tillsats i dricksvatten för människor (WHO 1999).

Långtidsstudier av insektsfaunan i översvänningsområden med och utan BTI-baserad stickmyggbekämpning vid nedre Dalälven gav inga indikationer på några negativa effekter varken på kort eller på lång sikt (Persson Vinnersten et al. 2009, 2010, Lundström et al. 2010a, 2010b). Fjädermyggorna från dessa studier identifierades ända till art, vilket är unikt för en så stor studie, och även för denna den mest känsliga gruppen av icke-målorganismer saknades någon respons som tyder på betydande negativ effekt av bekämpningen (Lundström et al. 2010a, 2010b). En jämförande studie av alla tillgängliga; publicerade eller på annat sätt åtkomliga; resultat för effekter av BTI på familjen fjädermyggor med hjälp av av den mycket kraftfulla statistiska metoden **meta-analys** visade 11-faldig säkerhetsmarginal mellan den dosering vi använder för bekämpning av stickmygglarver och den dos som kan ge signifikant

negativ effekt på fjädermyggor (Lundström et al 2008). BTI kan användas för kontroll av fjädermygglarver men enligt Ali et al. (1981) krävs då 13-75 ggr högre dos än för stickmygglarver. Det betyder att om 15 kg VectoBac G/ha ger tillfredsställande kontroll av stickmygglarver så behövs 195 – 1 125 kg VectoBac G/ha för motsvarande reduktion av antalet fjädermygglarver.

Med den välutvecklade teknologiska lösning som utvecklats för att säkerställa rätt dosering av Vectobac G vid bekämpning är en sådan betydande överdosering utesluten. VectoBac G, som innehåller BTI, skall enbart spridas över noga kartlagda temporära våtmarker för specifik bekämpning av översvämningsmygglarver vilket innebär att ytterst lite av medlet kan komma ut i djupare och mer permanenta vatten. Även om enstaka korn av VectoBac G råkar spridas i djupare vattenområden så kan inte en extremt låg dos av BTI orsaka någon mortalitet hos fjädermygglarver i dessa områden. Därför finns inte något behov av skyddszon mot djupare och mer permanenta vattenområden i anslutning till de översvämningsvåtmarker där VectoBac G skall spridas.

En grupp av forskare i Minnesota, USA, undersökte om mycket intensiv användning av BTI mot stickmygglarver under lång tid påverkade insekter i våtmarker. Den första delstudien publicerades 1998 och här drog man slutsatsen att tre år av bekämpning innebar betydande negativa effekter på fjädermyggor och många andra grupper av insekter (Hershey et al. 1998). Men detta var ett för forskarsamhället mycket oväntat resultat som därför behövde verifieras av andra forskargrupper alternativt styrkas av ytterligare några års studier i Minnesota. Som en konsekvens av den vetenskapliga kritiken utvidgades den ursprungliga studien till att innefatta ytterligare två år med samma design i övrigt (Balcer et al. 1999; Read et al. 1999). Den andra delstudien kunde då inte styrka de tidigare slutsatserna, utan det konstaterades att inga signifikanta negativa effekter kunde urskiljas på insektsamhället. Inte heller total massa av chironomider påverkades av bekämpningen, även om vissa Chironomid-grupper påverkades negativt av behandlingen medan andra hade en högre förekomst i behandlade områden. Den markanta skillnaden i resultat mellan Hershey et al. (1998) och Balcer et al. (1999) är inte helt utredd, det finns flera potentiella förklaringar och den troligaste är en felbedömning av den översvämmade ytan med en rejäl överdosering av BTI som följd. Men klart är att resultaten från studien av Hershey et al. (1998) inte kan anses tillförlitliga.

Naturvårdsverkets utredning (Nilsson & Renöfält 2009, sidan 22), för fram att Boisvert & Boisvert (2000) i sin sammanställning ger flera exempel på att BTI fått oönskade effekter på icke-målorganismer. Detta är delvis korrekt men det kan inte alltid styrkas att BTI orsakade den observerade effekten. Exempelvis nämns ett fall av mortalitet hos fisk som vid experiment fått höga doser BTI-bakteriepulver i vattnet – dödsorsaken var dock inte förgiftning utan kvävning då de mycket stora mängderna bakteriepulver fastnade i gälarna och kvävde fisken.

Det har förts fram att bakterier av släktet *Bacillus* kan vara farliga för däggdjur, dels för att arten *Bacillus anthracis* är en högvirulent patogen, dels för att andra arter inklusive *Bacillus cereus* har isolerats från sår (se (Warren et al. 1984)). Dessa misstankar har motiverat omfattande tester av patogenicitet hos olika stammar av *Bacillus thuringiensis* (inklusive BTI) för däggdjur. Varken råttor eller volontärer som åt 2×10^{12} respektive 3×10^9 bakteriesporer per kg kroppsvikt under fem dygn visade några sjukdomstecken (se (Drobniowski 1993)). Under ”maximum challenge” experiment exponerades möss, råttor och kaniner för sex olika isolat av BTI via ett flertal rutter (oralt, intraperitonealt, subkutant, intra-cerebralt, okulärt och via aerosol) (Siegel & Shaddock 1990). Intraperitoneal injicering var den enda administrationen av BTI som orsakade signifikant dödlighet, men enbart vid hög koncentration och det konstaterades att BTI inte var betydelsefullt som patogen för däggdjur. Dessa forskare drar

slutsatsen att BTI tryggt kan användas i miljöer där såväl människor som andra däggdjur exponeras (Siegel & Shaddock 1990). Denna slutsats stöds av forskningsresultat från oberoende grupper i andra länder (Ignatiev et al. 1988, Halkova et al. 1993) samt referenser i Glare & O'Callaghan (1998). Det finns en diskussion om bakterien *Bacillus thuringiensis* (som förekommer i mer än 80 serotyper, varav BTI är en) kan vara en orsak till magsjuka hos människa (Jackson et al. 1995, Swiecicka et al. 2006), men det är oklart om så verkligen är fallet.

Slutsats: *BTI är varken toxiskt för vertebrater eller för det stora flertalet evertebrater. Den toxiska effekten av BTI är specifikt riktad mot larver av några familjer inom underordningen Nematocera. Då den toxiska effekten hos dessa familjer beror av dosering och stickmygglarver uppvisar den högsta känsligheten är det möjligt med en väl avvägd dosering att begränsa effekten till enbart stickmygglarver. Först vid en överdosering i storleksordningen 10-falt eller mer förväntas risk för negativa effekter på en underfamilj inom Chironomidae.*

7.2 Ackumulering av BTI i organismer och i miljön

Den sporbildande bakterien BTI producerar kristallint pretoxin som är den aktiva beståndsdelen. Dessa svårslösliga proteinkristaller kan inte ackumuleras i levande organismer utan passerar genom tarmsystemet och kommer ut med avföringen. Att den aktiva substansen inte ackumuleras i levande organismer innebär att den därmed inte ackumuleras i näringskedjan. Kristallerna kan ackumuleras i mark eller sediment, då halveringstiden är fyra månader under optimala förhållanden, men vid exponering för direkt solljus på mark eller vegetation, är halveringstiden endast 3,8 timmar (<http://extoxnet.orst.edu/pips/bacillus.htm>). Den relativt korta halveringstiden i jord och sediment och den mycket korta halveringstiden vid exponering för solljus innebär att det inte kan förekomma någon omfattande ackumulering av den aktiva substansen i miljön.

Vid bekämpning sprids inte bara dessa kristallina pretoxiner utan också en del troligen viabla sporer. Dessa sporer kräver näringsrik miljö för att börja gro och har därför svårt att etableras i våtmarksmiljön, men sporer som sväljs av en stickmygglarv kommer troligen att kunna gro i den näring som frigörs från den döda larven. Experiment med vitala BTI-bakterier i våtmarksområdet Nordmyra, nära Tärnsjö, på 1990-talet visade att en introducerad stam av BTI kunde finns kvar i miljön men att den inom 7 veckor inte längre kunde påvisas mot bakgrundsbruset av lokala naturliga BTI-stammar (Eskils & Lövgren 1997). Men under en följd av år har lövförna från områden där BTI används visat sig vara toxisk för stickmygglarver (David et al. 2000). Analyser av sådan lövförna från såväl områden med BTI-baserad myggbekämpning som områden utan sådan spridning av BTI visades innehålla sporer som kunde aktiveras och karakterisering av stammar visade att de var nära besläktade med kommersiella BTI stammar (Tilquin et al. 2008). Det är känt att många bakterier kan kolonisera ytor på löv och även bakterier som normalt inte förekommer på löv kan fästa och tillväxa i relativt stor mängd (Brandl et al. 2004, Brandl & Maduell 2002). Men experimentella studier av flera *Bacillus thuringiensis*-stammars kolonisationsförmåga på ytor av löv visade att de aldrig uppnådde tillnärmelsevis så täta populationer som kända epifytiska bakterier (Maduell et al. 2008). Dessa och andra studier indikerar att det inte kan uteslutas att sporer av kommersiellt BTI finns kvar en tid i miljön, samt att de även kan vara vitala under längre tid, men det finns inga indikationer på att detta orsakar några betydande negativa effekter för miljön.

Teoretiskt är det möjligt att kristallina pretoxiner och viabla sporer som sprids i vatten kan följa med vattenströmmar och ackumuleras på sedimentationsbottnar, men dock i mycket begränsad omfattning. Spridning av BTI för kontroll av stickmygglarver sker endast över relativt grunda och vegetationsrika våtmarker med relativt stillastående vatten. Den aktiva beståndsdelen (svårösliga proteinkristaller med hög densitet) och eventuella sporer släpper från den flytande bäraren (pellets av majscolvens vedartade kärna) inom några timmar och sjunker rätt snabbt genom vattenvolymen och alla majscolvspellets sjunker till botten inom 24 timmar. Det krävs därför kraftig genomströmning för att på kort tid skölja ut några större mängder VectoBac G från vegetationen till djupare vatten. Materialet behöver nå djupare vatten med högre genomströmningshastighet för att kunna transporteras till nedströms liggande sedimentationsbottnar, vilket också ger en utspädningseffekt. Risken är därför mycket liten för oavsiktlig vattenburen transport av detta medel eller dess beståndsdelar kristallina pretoxiner och eventuella sporer. För att påverka sedimentationsbottnarnas fauna av chironomidlarver krävs en anrikning av VectoBac G i storleksordningen 100-tals kg/ha under relativt korta tidsperioder. Risken för påverkan på sedimentationsbottnarnas fauna bedöms därför som mycket låg, närmast obefintlig.

Bakterien BTI har en världsomspännande utbredning och förekommer naturligt i översvåmningsvåtmarker vid Dalälven. Experimentell tillsats av levande bakterier av en märkt BTI-stam i Nordmyra nära Tärsjö visade att naturligt förekommande stammar konkurrerade ut den introducerade stammen (Eskils & Lövgren 1997). Temporärt utgjorde den märkta stammen upp till 5 % av den totala BTI-mängden i jordproverna, men den konkurrerades snart ut av naturligt förekommande BTI. Studien i Nordmyran visade att andelen av den introducerade BTI-stammen reducerades till under bakgrundsnivån av befintliga BTI-stammar inom sju veckor efter introduktion. Spridning av en vital stam av BTI medför därför inte någon dramatisk förändring av det mikrobiologiska samhället i våtmarkerna utan leder endast till en kortvarig ökning av en bakterie som förekommer naturligt i detta område.

Vi har genomfört en biotest av sedimentprover från områden med och utan avsiktlig spridning av BTI för bekämpning. Sedimentprover togs 2 juli 2005 dels från ett område vid nedre Dalälven där bekämpning genomförts fyra gånger, dels från ett annat område där bekämpning genomförts en gång, dels från ett område där bekämpning aldrig genomförts. Sedimentproverna slammades upp i destillerat vatten och överfördes till fem odlingsburkar vardera. Som en positiv kontroll tillsattes två korn VectoBac G till vardera av fem ytterligare odlingsburkar med uppslammat sediment från det obehandlade området. Förstadielarver av översvåmningsmyggor (troligen *Aedes sticticus*) fångades i Domta, Enköpings kommun, morgonen den 2 juli 2005. Senare samma dag placerades 20 av dessa larver till var och en av de totalt 20 odlingsburkarna med uppslammade sedimentprover. Larverna i varje odlingsburk räknades dagligen under fem dagar. Resultaten visade att samtliga stickmygglarver avled inom ett dygn i de fem burkar som behandlats med VectoBac G och att alla stickmygglarver i de återstående 15 burkarna överlevde fem dygn. Detta visar att det varken fanns någon kvarvarande toxisk effekt två år efter en enstaka bekämpning eller efter upprepade bekämpningar under flera år där den sista bekämpningen genomfördes endast ett par veckor före provtagning för sediment. Resultaten baseras på biotest med unga larver av stickmyggor så avsaknad av mortalitet indikerar att om BTI ackumulerats i miljön så handlar det om mängder som ligger under den nivå som krävs för påverkan på de mest känsliga organismerna. Detta resultat rimmar väl med den korta varaktighet som rapporterats för BTI i miljön (<http://extoxnet.orst.edu/pips/bacillus.htm>). Det finns därför inget behov av fortsatta biotester för vidare utredning av denna fråga. Men studier i andra områden har visat att lövförna från bekämpade områden kan innehålla BTI som kan aktiveras i laboratorium och att

dessa sporer kan vara från kommersiella stammar (Tilquin et al. 2008). Möjligen kan metodutveckling leda till att mer intressanta studier av såväl naturliga som introducerade BTI-stammar kan genomföras i myggproducerande våtmarker och på så sätt leda fram till bättre bedömningsgrunder för biologiskt bekämpningsmedel.

***Slutsats:** BTI har en världsomspännande utbredning och förekommer naturligt även i svenska våtmarker. Varken de kristallina pretoxinerna eller sporererna kan ackumuleras i organismer men det är möjligt med relativt kortvarig ackumulering av kristallerna och längre tids ackumulering av sporererna i miljön. Dock saknas indikationer på att sådan ackumulering har någon negativ inverkan på miljön. Biotest av sedimentprover från områden där VectoBac G spridits för att bekämpa stickmyggor visade inte på någon kvarvarande toxisk effekt mot unga stickmygglarver.*

7.3 Gödnings effekter av komponenter i bekämpningsmedlet och av kvarvarande mygglarvsläk

Bekämpningsmedlet VectoBac G består av torkat pulvriserat BTI, torra pellets av majscolvens vedartade kärna och majsolja. Den totala mängden majscolvspellets (huvudbeståndsdelen i VectoBac G) som sprids över våtmarkerna under en sommar kan röra sig om 30 kg/ha i de delar av våtmarkerna som får två översvämningar. Denna mängd kan jämföras med normalt årligt nedfall av föna i skogsmark på 2 000 kg/ha. Periodvis översvämmade våtmarker får även tillskott av näringsämnen som pålagras vid översvämning och denna naturliga gödning utgjorde grunden för den tidigare för bönderna så viktiga älvängsslättern. Näringsläckage från mänskliga aktiviteter (jordbruk, djurhållning, enskilda och kommunala avloppsanläggningar) är ofta högre i sjöar och våtmarker nära samhällen än i mer perifera områden. Spridning av VectoBac G utförs i översvämningstvåmarker nära samhällen och det eventuella näringstillskottet i form av 30 kg majscolvspellets per ha bedöms därför inte innebära någon betydelsefull eller ens urskiljbart ökad näringsbelastning.

De möjliga gödnings effekterna av komponenter i VectoBac G har utvärderats av SLU Miljöanalys (Wilander 2007) och visar 1) att den extra belastningen med organiskt material inte torde påverka syrgasbalansen i behandlade våtmarker, 2) att halten totalkväve vid fullständig nedbrytning utan förluster torde vara mindre än 10% av den naturliga halten och inte förändra klassning enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag, samt 3) att den totala tillförseln av fosfor är helt obetydlig jämfört med transporten i Dalälven. Bedömningen är därför att spridning av VectoBac G inte innebär något betydande tillskott av gödande ämnen.

Naturvårdsverkets utredning (Nilsson & Renöfält 2009) påtalar vikten av att utreda ”Vad innebär det för våtmarkens näringsgrad och den framtida produktionen av olika insekter när stora mängder mygglarvsläk regelbundet blir kvar på bottenarna i stället för att lämna området?” och ”Kan bekämpning med BTI komma att skapa behov av alltmer bekämpning genom förbättrade produktionsvillkor för stickmyggor och försämrad BTI-verkan?” Dessa förslag kan vara teoretiskt intressanta, men författarna har inte gett någon indikation om storleksordningen eller betydelse. Det innebär att deras förslag inte är möjligt att bedöma annat än rent intuitivt. Man kan också fråga sig hur balansen ser ut mellan avsaknad borttransport av näring då mygglarver dör i larvmiljön och tillförseln från mygghonor som tar med sig näring från den terrestra miljön och dör i den blivande larvmiljön efter de lagt sina ägg? Utifrån den befintliga informationen är det varken troligt att ”mygglarvsliken” orsakar någon betydande gödning, eller att denna pönerade gödning skall resultera i något ökat behov av bekämpningsmedel. I samtal med Jens Fölster, Institutionen för vatten och miljö vid SLU,

blev det dessutom tydligt att det rent metodisk inte går att upptäcka så små effekter i vattenprov från temporärt översvämmade områden.

***Slutsats:** Spridning av VectoBac G i översvämningsvåtmarker medför ingen betydande näringsämnesbelastning i relation till övrig naturlig och antropogen tillförsel. Hypotesen om en eventuell gödnings effekt av att mygglarvsluk blir kvar i miljön kan inte anses innehålla någon tillräcklig substans och vi bedömer att detta är utan större betydelse.*

7.4 Indirekta effekter av minskad mängd stickmyggor

Det har visat sig svårt att hitta predatorer som är direkt och huvudsakligen beroende av översvämningsmyggornas larver som födoresurs. Detta beror på att dessa stickmygglarver lever i temporära vattensamlingar där predatorerna anländer efter larverna kläckts, samt att larverna snabbt utvecklas till vuxna stickmyggor. Översvämningsmyggornas framgångsrika livsstrategi innebär att flertalet predatorer inte hinner nyttja denna potentiella resurs. Dock tar dykarbaggar, ryggsimmare, trollsländelarver samt tofsmygglarver en del stickmygglarver, och skraddare kan ta stickmyggornas puppor när de ligger stilla i vattenytan för att kläckas (Onyeka 1983, Deding 1988, Blaustein 1998). Dessa rovlevande insekter tar dock även många andra typer av byten och är inte direkt beroende av stickmyggornas larver. Främst dykarbaggar och ryggsimmare har potential att ta ett relativt stort antal stickmygglarver (Lee 1967, Iversen 1971, Toth & Chew 1972, Service 1977, Chesson 1984).

I ett vidare perspektiv kan man fundera på hur pass beroende dykarna är av översvämningsmyggens larver. Dessa mygglarver förekommer bara under en kort tid i samband med översvämningsperioder, vilket gör det svårt för predatorer att anpassa sin livscykel till den oregelbundna förekomsten av översvämningsmyggornas larver. Studier av dykarskalbaggar i bekämpade och obekämpade områden vid nedre Dalälven under sex år visar att bekämpning av översvämningsmygg med Vectobac G inte orsakade några signifikant negativa effekter på dykarskalbaggar (Persson Vinnersten et al. 2009). Dykarskalbaggar kan snarare anpassa sig efter skogsmyggen, som dykarna i artiklarna av Nilsson (1986) och Nilsson & Svensson (1994), vars larver hittas i början av våren i små skogspölar efter snösmältningen men också delvis i de våtmarker som vi har som bekämpningsområden. Den största faran för dykarna med BTI-bekämpning skulle med det resonemanget vara om det inträffar en tidig, april-maj, översvämningsperiod följt av en stor produktion av översvämningsmygg. Då kan det samtidigt finnas både översvämningsmygg och skogsmygg och därmed skulle de mygglarvsanpassade dykarna förlora merparten av sin föda. Dock kan det antas att merparten av dessa dykare främst håller till i de habitat som är favoriserade av skogsmyggen och där utförs det inga bekämpningar.

De vuxna stickmyggorna kläcker i mycket stort antal under den första delen av sommaren, samtidigt som ett enormt antal andra insektsarter av flertalet ordningar. Därmed är bordet dukat för de många insektsätande fåglar, däggdjur, groddjur, spindeldjur och rovlevande insekter som reproducerar sig vid denna hektiska tid. De vuxna stickmyggorna ingår i dieten för samtliga dessa grupper av predatorer, men utgör bara en marginell del av födan (Bibby 1981, Onyeka 1983, Blum et al. 1997, Arnold et al. 2000, Ashley et al. 2000, Chernetsov & Manukyan 2000). Detta kan synas märkligt mot bakgrund av de mycket stora populationerna av stickmyggor, men kan förklaras av att det finns så många andra insekter som är lättare att fånga i relation till sitt näringsinnehåll. Stickmyggor flyger snabbt och är främst aktiva i skymningen eller dagtid i skuggiga miljöer, vilket gör dem svåra att observera och besvärliga att fånga i flykten. Under dagen gömmer de sig lågt i vegetationen eller andra mörka och fuktiga miljöer och flyger snabbt iväg vid störning. Vi noterar därför att vuxna stickmyggor främst riskerar att bli byten för spindlar (Dabrowski-Prot & Luczak 1968) samt eventuellt de

tättingar som under dygnets ljusa timmar söker efter smådjur i busk- och örtvegetation samt kring basen av stora träd.

Men författarna av en artikel, om hussvalor i byar nära våtmarker där stickmygg bekämpas med BTI, skriver att häckningsframgången minskade signifikant på grund av bekämpningen (Poulin et al. 2010). De fann en signifikant skillnad i häckningsframgång som korrelerade med svalungarnas diet (fastställd genom okulär analys av fekalier), vilket inte betvivlas. Men korrelationen visar inte vad som är orsak och verkan. Studien ger ingen information om abundansen av olika insekter i områdena med och utan bekämpning (vilket är grundläggande för att kunna uttala sig om födoval), ger ingen information om vilka taxa av insekter och vilka mängder som produceras från områden med och utan bekämpning (vilket är grundläggande om man vill dra slutsatser om bekämpningen orsakar nedgång av de insekter som svalorna äter) och klarlägger inte hur stor del av svalornas föda som verkligen kommer från de nämnda våtmarkerna (andra miljöer kan vara viktigare producenter av insekterna som svalorna äter). Därför lämnas utrymme för flera andra tolkningar än de som gjorts av författarna. Poulin et al. (2010) borde ha identifierat Nematocera till familj om de önskade uttala sig om att familjen stickmyggor utgör någon betydande del av svalornas diet. Dock yttrar sig huvudförfattarinnan B. Poulin själv i en än så länge opublicerad artikel att en trolig förklaring för resultatet är en minskning av fjädermyggsproduktion genom BTI vilket tyder på problem med överdosering.

Studier över lång tid utförda vid nedre Dalälven visar att produktionen av insekter generellt, produktionen av Nematocera specifikt, samt produktionen av Chironomidae specifikt, inte skiljer sig mellan områden med och utan BTI-baserad stickmyggbekämpning (Lundström et al. 2010b, Persson Vinnersten et al. 2010). Egenkontroll av bekämpningens effekter på icke-målorganismer fortsätter i våtmarker vid nedre Dalälven under 2012 och därmed kan eventuella oönskade effekter på fjädermyggornas produktion upptäckas. Dessutom har vi en välutvecklad teknologisk lösning för att säkerställa rätt dosering av Vectobac G.

***Slutsats:** Generellt är varken akvatiska eller terrestra predatorer specialiserade på eller helt beroende av stickmyggor. Tidpunkten för när larver av översvämningsmyggor förekommer är mycket oregelbunden och därför kan de inte bli särskilt viktiga byten för dykarskalbaggar och andra rovlevande vatteninsekter. Stickmyggor är ingen betydelsefull del av födan för fåglar och andra Nematocera som produceras i de temporära våtmarkerna minskar inte som en följd av den aktuella bekämpningen.*

7.5 Häckande fåglar och risk för helikopterstörning

Eurocopter typ AS-T50-B3 är en relativt ny modell med hög lastförmåga (1 000 kg) och låg bullernivå. Vid start är bullernivåerna ca 120 dBA, vid landning ca 110 dBA och under kontinuerlig flygning är bullernivåerna betydligt lägre. För spridning av VectoBac G får piloten digitaliserad information över områden som skall behandlas och flyger 40 m över marken med en hastighet på 60 knop (ca 100 km/h) i långa raka flygstråk för jämn spridning vilket tar cirka en minut per ha. Flygaktiviteten kan utgöra ett visst störningsmoment för individuella fåglar men har troligen ingen påverkan på häckningsframgång eller populationens fortlevnad.

De aktuella Natura 2000-områden är inte utpekade enligt fågeldirektivet men i beskrivningarna av både Natura-2000 området Pannkakan och Natura 2000-området Ådrans älvskogar nämns att hackspettar och andra hålbyggande fågelarter har utmärkta förhållande i skogen. Pannkakan har sedan 1970-talet regelbunden förekomst av den akut hotade vittryggiga hackspetten.

Främst stora fågelarter med öppna bon där ägg och ungar är beroende av föräldrafåglarnas omedelbara skydd riskerar att allvarligt störas av lågflygande helikopter (Staffan Ulfstrand och Jan Sundberg, Uppsala universitet och Martin Tjernberg, SLU). De känsliga arterna är havsörn (öppna bon i träd), fiskgjuse (öppna bon i träd), trana (öppet bo helt omgivet av grunt vatten), sångsvan (öppet bo helt omgivet av grunt vatten), och storlom (öppet bo på mark nära strandlinje). Dessa arter ingår i bilaga 1 av EU's artdirektiv och är även rödlistade i Sverige.

Störningens karaktär: Mängder av studier visar enhälligt att människor som rör sig till fots, eller uppehåller sig i närheten av häckande fåglar av många arter, orsakar störning (Swenson 1979, Forshaw 1983, Keller 1991, Holmes et al. 1993, Klein 1993, Rodgers & Smith 1995, Stalmaster & Kaiser 1998). Denna störning kan, beroende på omfattning och tidpunkt under häckningen, leda till att fåglarna lämnar ägg eller ungar obevakade under kortare eller längre tid. Ägg och ungar utan föräldrarnas skydd riskerar att drabbas av predation, speciellt om trutar eller kråkfåglar befinner sig i närheten under störningen.

Fåglar reagerar mer och på längre avstånd på människor till fots än på människor i fordon och dessutom varierar graden av störning mellan olika typer av fordon. Fotgängare var mest och luftfartyg minst störande för vithövdad havsörn (*Haliaeetus leucocephalus*) (Grubb & King 1991). Studier av störningskänslighet hos fåglar som utsätts för buller visar att helikopter stör mindre än motorsåg och att effekten snabbt minskar med avståndet (Andersen et al. 1989, Cook & Anderson 1990, Watson 1993, Delaney et al. 1999). En långtidsstudie av häckningsframgång och beteende hos Red-cockaded woodpeckers (*Picoides borealis*) i östra USA, visade närmast identiskt antal ägg/bo, antal framkläckta ungar/bo och antal flygga ungar/bo mellan militära övningsområden och kontrollområden (Delaney et al. 2011). Inom de militära övningsområdena exponerades fåglarna för störningar som inkluderade skjutningar med kulsprutor, artilleri och missiler, samt passage av militärhelikopter och andra militärfordon. Störning av militärhelikopter studerades i detalj och totalt 83 observationer av hackspettar visade ingen skrämselfreaktion. Hackspettarna lämnade inte boet under häckningen ens när militärhelikoptern var så nära som 30 m från boplatsen. Luftfartyg med hög bullernivå och/eller som flyger på låg höjd stör mer än flyg på hög höjd (Miller et al. 1994, Ward et al. 1999). Även om helikopter anses mer störande än flygplan (Forshaw 1983, Grubb & Bowerman 1997, Ward et al. 1999), så har ingen av studierna visar någon negativ effekt av helikopterbuller på häckningsframgång hos ugglor och rovfåglar.

Fågelart: Arter varierar i hur nära de släpper en inkräktare innan de tar till vingarna och större fågelarter lämnar ofta platsen tidigare, när inkräktaren är på större avstånd, än mindre fågelarter (Rodgers & Schwikert 2002). Arter med längre startsträcka lämnar boet när inkräktaren är på längre avstånd, medan arter med kortare startsträckare låter inkräktare komma närmre. Arter med lång startsträcka, stora arter, störs av mänsklig aktivitet på relativt långt håll medan arter med kortare startsträcka tolererar störning på närmre håll (Cooke 1980, Skagen et al. 1991, Holmes et al. 1993, Fernandez-Juricic et al. 2002). Det avstånd mellan fågel och inkräktare som kan tolereras innan fågeln tar till vingarna anses vara mer eller mindre artspecifikt (Blumstein et al. 2003).

Häckningscykel: Tidigt under häckningen är fåglar känsligare för störning än under den senare delen (Tremblay & Ellison 1979, Götmark et al. 1989, Bolduc & Guillemette 2003). Watson (1993) visade att störningsrisken för häckande vithövdad havsörn minskar parallellt med att föräldrafåglarna tillbringar mindre tid i boet när ungarna växer. Götmark et al. (1989) visade att storlommen lämnar boet när den mänskliga inkräktaren är på längre avstånd, under den tidiga delen av ruvningen jämfört med den senare delen.

Dynamiska beslut: En annalkande fara som uppmärksammas anses ofta medföra att fågeln tar ett beslut om flykt vid ett visst avstånd. Men vithövdade havsörnar tar lättare till vingarna

när de vilar på en gren än när de är i boet och allra lättast om de störs under födosök (Grubb & King 1991), vilket visar att flyktavståndet inte är statiskt. Ekonomiska modeller över flyktbeteende förutsäger att flyktbesluten är dynamiska och påverkas av kostnader och fördelar med att stanna kvar (Blumstein 2003). Därför tar fågeln andra hänsyn i sin bedömning av om och när boet skall lämnas under ruvning, jämfört med om och när den skall lämna en temporär sittplats. Även en ruvande fågel kan ta olika beslut om flyktavstånd beroende när under ruvningscykeln som störningen inträffar, risken för att avslöja boplatsen när boet lämnas, hur farlig inkräktaren bedöms vara, etc.

Beslut om att stanna eller fly påverkas också av individens tidigare erfarenheter och kan medföra att en fågel tar andra beslut vid upprepad störning än första gången den upplevde denna eller närbesläktade störningar. Andersen et al. (1989) visade att rovfåglar kan vänja sig vid buller från lågintensiv flygtrafik. Sångsvanar visade under vintern en tillvänjning för mänsklig störning under enstaka dagar, men ingen mätbar förändring av störningskänslighet över längre tid (Rees et al. 2005).

Definition av relevant störning: Fåglar drabbas av många typer av störningar och har självklart förmåga och beredskap att hantera detta. För relevans i ett naturvårdsperspektiv skall störningen orsaka signifikanta (negativa) konsekvenser på populationsnivå (Gill et al. 1996). Det innebär att störningen skall vara så betydelsefull att den orsakar ökad dödlighet, minskad reproduktiv framgång, ofördelaktig omfördelning av aktiva par från högrankade till lågrankade revir, reducerat inflöde av individer till populationen, eller annat som leder till att populationen minskar i storlek. Detta relativt teoretiska tankesätt innebär vissa problem att i praktiken avgöra vad som är signifikant störning. Dels är det svårt att avgöra vilket geografiskt område som avgränsar en population av en art, dels sker vissa naturliga variationer i populationsstorlek, dels kan antalet individer av en skyddsvärd art vara så lågt att det knappast går att se det som en population.

Störningens påverkan på en population kan sällan studeras direkt p.g.a att det är mycket svårt och kostsamt. Resultat från störning på individnivå används därför ofta som estimat av för effekten på populationsnivå. Men vilken grad av störning på individnivå har relevans för bedömning av eventuella negativa effekter på populationsnivå? Frågan kan också formuleras från en annan synvinkel, vid hur stor förändring av individantalet eller reproduktionen i den befintliga populationen går gränsen för att kunna urskilja en signifikant påverkan?

Dr Henri Engström, som utfört samtliga fågelinventeringar inom uppföljningsprogrammet för häckande storfåglar vid nedre Dalälven, har även intervjuat några personer med lång erfarenhet av flyginventeringar av fåglar om deras iakttagelser i förhållande till störningar (Engström 2007, Engström & Petersson 2009). Dessa erfarenheter är inte att jämföras med vetenskapliga studier, men de är så pass relevanta i sammanhanget att de är av intresse att redovisa här i form av citat ur Engströms rapport 2007:

”Björn Helander har i flera decennier använt flyg och i viss mån helikopter vid inventeringar inom Projekt havsörn. Iakttagelser visar att örnnarna reagerar svagt om ens något på överflygande flygplan eller helikopter. Flyghöjden vid inventering av bon sker ofta på närmare avstånd än 50 meter, i vissa fall t o m betydligt närmare. Björn Helander har inte uppfattat överflygningarna som ett problem ur störningssynpunkt.”

”Johan Ekenstedt är verksam inom Projekt jaktfalk och Projekt kungsörn i Norrbotten och årligen inventeras omkring 20 aktiva kungsörnbön och mellan 10 och 30 jaktfalkbon med hjälp av helikopter. Överflygningarna sker under den period då ungar finns i boet och vanligen på en höjd av ca 20 m över bona. Överflygning under ruvningstiden undviks på grund av befarad störningsrisk. Johan Ekenstedt har iakttagit att vissa föräldrafåglar stannar

kvar på bona medan andra tillfälligt lämnar bona och glider iväg och cirklar runt för att därefter återvända. Negativa erfarenheter av överflygningarna har hittills inte kunnat dokumenteras under de år flyginventeringar används.”

”Peter Lindberg är ansvarig för Projekt pilgrimsfalk och årligen överflygs ca 25 till 30 falkrevir. Flygningar har gjorts vid tiden för både ruvning och ungvårdnad. Vid spaning kan flygningarna ske så nära som 25-30 meter från boet. Inga negativa erfarenheter av överflygningarna har hittills kunnat dokumenteras. Av försiktighets skull sker idag flyginventeringar enbart under den period då ungar finns i boet eftersom ruvningstiden bedöms vara mera känslig för störning.”

Slutsats: *Mänskliga aktiviteter kan utgöra en störningsfaktor för häckande fåglar, men fåglarna har också en viss förmåga att hantera stress. Studier av hackspettar i militära övningsområden visar att de kan vara mycket toleranta mot buller från kulspurtor, artilleri och lågt flygande militärhelikoptrar. Ingen skillnad i häckningsframgång kunde visas mellan områden med och utan omfattande militär övningsverksamhet. Risken för störning av häckande hackspettar eller andra fåglar i aktuella områden bedöms därför som mycket låg.*

7.6 Kumulativa miljöeffekter

Aktuella områden längs Klarälven vid Deje är påverkade av mänskliga aktiviteter som vattenkraft, annan vattenreglering, dikning, skogsbruk och jordbruk. Vattenreglering av olika utformning och orsaker har mycket kraftigt påverkat växt- och djurlivet i flertalet av områdets våtmarker. Järnväg är dragen genom Pannkakan och andra områden nedströms Dejeforsen och här passerar approximativt sex tåg per dygn med hög hastighet. Helikopter som rör sig i området bedöms inte tillföra någon betydande ytterligare störningsbelastning.

Den toxiska effekten av BTI är specifikt riktad mot larver av några familjer inom underordningen Nematocera och medlet är varken toxiskt för vertebrater eller för det stora flertalet evertebrater. Den toxiska effekten hos känsliga insektfamiljer beror av dosering och stickmygglarver uppvisar den högsta känsligheten och först vid en överdosering i storleksordningen 11-falt eller mer förväntas en risk för några negativa effekter på en underfamilj inom fjädermyggor. Dykarskalbaggar tar stickmygglarver men visar ingen negativ respons på att stickmygglarver bekämpas med BTI, vilket kan bero av att de skalbaggar då får tillgång till döda eller döende stickmygglarver som föda. Bekämpning i aktuella områden vid Deje kan därför inte orsaka några betydande effekter på miljön och vi kan inte urskilja några kumulativa miljöeffekter inom de två Natura 2000-områdena, Pannkakan och Ådrans älvskogar, eller i närliggande områden.

Slutsats: *Spridning av VectoBac G med helikopter som enbart flyger över översvämningsvåtmarker när de är översvämmade och producerar stickmygglarver innebär en mycket låg grad av belastning på miljön. När denna icke mätbara belastning på miljön läggs till redan existerande mer omfattande belastningar av mänsklig aktivitet blir den kumulativa miljöeffekten troligen ej urskiljbar mot detta bakgrundsbrus.*

7.7 Uppgifter som krävs för att påvisa negativa miljöeffekter

De möjliga negativa miljöeffekterna av att översvämningsmyggor bekämpas med VectoBac G som sprids från helikopter är mycket små vilket medför problem att påvisa och kvantifiera dessa eventuella effekter. De möjliga bieffekterna kan delas upp på direkt BTI-förgiftning av

organismer, indirekta effekter av att BTI påverkar näringsvävar, och störning av häckande fåglar.

Endast insekter av några familjer inom Diptera är känsliga för direkt förgiftning av BTI. För att påvisa och kvantifiera negativa effekter hos dessa insekter krävs uppgifter om förekomst i bekämpningsområden, uppgifter om populationsfluktuationer inom och mellan år, samt jämförande studier mellan ettv flertal områden med och utan bekämpning. För organismer som uppvisar känslighet behövs också en tydlig koppling till hur detta relaterar till effekter på populationsnivå.

Risken för indirekta effekter på predatorer bestäms av till vilken grad de är beroende av översvämningsmyggor som födoresurs samt varierar också mellan akvatiska predatorer (tar stickmygglarver) och terrestra predatorer (tar vuxna stickmyggor). För att påvisa och kvantifiera negativa effekter hos akvatiska predatorer krävs uppgifter om förekomst i bekämpningsområden, uppgifter om populationsfluktuationer inom och mellan år, jämförande studier mellan områden med och utan bekämpning, samt studier av födoval och hur detta varierar i relation till vilka byten som finns tillgängliga. Det behövs också en tydlig koppling mellan de effekter som kan observeras och den betydelse de kan ha på populationsnivå. Även för att påvisa och kvantifiera negativa effekter hos terrestra predatorer krävs dessa uppgifter.

Risken för störning av fåglar bestäms främst av i vilken omfattning de häckar i områden där stickmygglarver utvecklas och där bekämpning är aktuell. För att påvisa och kvantifiera negativa effekter krävs uppgifter om häckningar i området, om hur fåglarna reagerar på störning samt hur effekter av störning på individnivå kan relateras till effekter på populationsnivå.

***Slutsats:** Även om det är mycket svårt att påvisa några negativa effekter så har vi ändå etablerat ett uppföljningsprogram/egenkontroll vid nedre Dalälven som sedan 2011 också är godkänd av samtliga operativa tillsynsmyndigheter. Den omfattning av uppföljningsprogram som krävs för att över huvud taget ha någon möjlighet att kunna observera några negativa effekter på miljön är dock för omfattande att utföra i Dejeområdet*

7.8 Bekämpningens påverkan på miljön i Natura 2000-områden

VectoBac G är pellets av majscolvens vedartade kärna som belagts med majsolja som klibbmedel samt ett pulver av BTI. Detta material består främst av cellulosa och innehåller väldigt låga näringshalter. Spridning med avsedd dosering i översvämningsområden medför inte någon betydande näringsbelastning i relation till övrig naturlig och antropogen tillförsel (Wilander 2007). Spridning av VectoBac G från helikopter med hög precision över väl definierade temporärt översvämmade områden sker enbart vid översvämning under perioden maj till augusti och bara i områden och vid tidpunkter då det konstaterats behov av bekämpning. VectoBac G är ett granulat utformat för att nå vattenytan vid applicering från luftfartyg även i områden med gräs, buskar och träd. Materialet flyter på vattenytan i någon timme och sjunker sedan till botten. Med spridning från helikopter placeras VectoBac G enbart inom avsett bekämpningsområde och vår teknologiska lösning gör det möjligt att övervaka spridningen samt att den inställda doseringen inte överskrids. Därmed kan bekämpningen inte orsaka någon direkt påverkan på några organismer utanför bekämpningsområdena.

Detta biologiska bekämpningsmedel har en mycket specifik direkt verkan enbart på insekter av underordningen Nematocera inom ordningen Diptera. Förutom målorganismerna stickmyggor (Nematocera: Culicidae) så är det enbart icke-målorganismerna fjädermyggor

(Nematocera: Chironomidae) som eventuellt skulle kunna påverkas direkt av den BTI-dosering som används för bekämpning av stickmygglarver (Boisvert & Boisvert 2000). Metaanalys visar dock att fjädermyggornas larver påverkas negativt först vid en dosering som är 12 gånger högre än den dos som används mot de oerhört BTI-känsliga stickmygglarverna (Lundström et al. 2008). Våra långtidsstudier av fjädermyggpopulationer visar ingen negativ påverkan under de sex år av bekämpningsinsatser som studerats (Lundström et al. 2010a, 2010b). Avsaknaden av negativa effekter på produktion och diversitet hos fjädermyggarter medför att negativa effekter inte kan uppkomma i kringmiljön, varken i närheten eller på längre avstånd.

Den kraftiga reduktionen av mängden larver av översvämningsmyggor i temporärt översvämmade våtmarksområden efter bekämpning med BTI kan teoretiskt innebära en störning av näringsväven i våtmarkerna. Studier utförda i likartade våtmarker vid nedre Dalälven har visat att mängden av protozoer, som är bytesdjur för stickmygglarver, ökar markant och signifikant när vi reducerar mängden larver av översvämningsmyggor med hjälp av BTI (Östman et al. 2008). Studier av dykarskalbaggar och andra rovlevande insekter, som är potentiella predatorer på stickmygglarver, visar att dessa uppenbarligen inte är så beroende av just stickmygglarver då de inte visade någon nedgång efter bekämpning (Persson Vinnersten et al. 2009). Tvärtemot så ökade mängden dykarskalbaggar något efter BTI-baserad bekämpning vilket kan tolkas som att dykarskalbaggar nyttjar de många döda och döende stickmygglarverna efter bekämpning. Avsaknaden av negativa effekter på såväl dykarskalbaggar som protozoer inom bekämpade områden medför att negativa effekter inte kan uppkomma i kringmiljön, varken i närheten eller på längre avstånd.

***Slutsats:** Biologisk bekämpning av stickmygglarver med hjälp av VectoBac G spridd från helikopter kan enbart innebära en obetydlig grad av belastning på ekosystemet, såväl direkt som indirekt, och har enbart effekt lokalt. Någon sannolikhet för konsekvenser – och således än mindre någon sannolikhet för betydande konsekvenser – till nackdel för miljön i närheten eller på längre avstånd från de områden som bekämpas med VectoBac G, föreligger således inte.*

7.9 Kvantifierad bedömning av bekämpningens ekologiska effekter

De potentiella ekologiska effekterna av bekämpning med Vectobac G kan, enligt ovanstående redovisning, summeras i följande fyra punkter;

- 1) Spridningen av Vectobac G utgör en möjlig näringsbelastning
- 2) Vectobac G kan innebära en direkt påverkan på icke-målorganismer
- 3) Reduktion av mängden larver av översvämningsmyggor kan potentiellt påverka näringsväven i kortvarigt översvämmad våtmark
- 4) Bekämpningen innebär en möjlig störningsfaktor för häckande storfåglar

Vår kvantifiering utgår från samtliga fyra punkter som sammanfattar de potentiella ekologiska riskerna. Punkterna 1-3 påverkas direkt av doseringen av VectoBac G, men punkten 4 är bara delvis oberoende av dosering (kräver fler flygtimmar vid större mängd material). Med utgångspunkt från Räddningsverkets handbok om riskbedömning (Davidsson et al. 2003) så använder vi en kvantitativ metod för riskvärdering som bygger på publicerade studier, expertutlåtanden och empiriska data från genomförda uppföljningsstudier i den aktuella miljön. Risk för negativa ekologiska effekter, av BTI-baserad bekämpning av stickmygglarver genom spridning av VectoBac G från helikopter över temporärt översvämmade områden, är produkten av sannolikheten för att det skall inträffa sådana effekter och de ekologiska konsekvenserna. Den kvantitativa riskbedömningen bygger därför på formeln;

Risk = sannolikhet x ekologisk konsekvens (Davidsson et al. 2003).

Sannolikhet för att negativa ekologiska effekter skall inträffa i närmiljön kvantifieras från "0=ingen risk för att negativa ekologiska effekter skall inträffa" till "5=mycket hög risk för att sådana effekter skall inträffa" (Tabell 1). Betydelsen av potentiella negativa ekologiska konsekvenser i närmiljön kvantifieras från "0=de ekologiska konsekvenserna har ingen betydelse" till "5=de ekologiska negativa konsekvenserna är mycket omfattande och allmänna" (Tabell 2).

Bedömningen av sannolikhet utgår från publicerade studier, expertutlåtanden och empiriska data från genomförda uppföljningsstudier i den aktuella miljön visar att sannolikheten är "ingen" eller "mycket låg" för att VectoBac G spridd från helikopter skall orsaka någon negativ ekologisk effekt vid den dosering som används för bekämpning av stickmygglarver. Sannolikhetsbedömningen tar dock ingen hänsyn till storleken eller omfattningen av ekologiska effekter.

Bedömningen av konsekvens utgår från publicerade studier, expertutlåtanden och empiriska data från genomförda uppföljningsstudier i den aktuella miljö visar att den förväntade negativa konsekvensen av att från helikopter sprida den dos som är avsedd för stickmygglarver är "ingen" till "obetydlig och lokal". Bedömningen av konsekvens tar dock ingen hänsyn till sannolikheten för att det skall inträffa negativa ekologiska konsekvenser.

Tabell 1. Kvantifiering av sannolikhet för att negativa ekologiska effekter skall inträffa som följd av BTI-baserad bekämpning av stickmygglarver genom spridning av VectoBac G från helikopter.

Sannolikhet	Beskrivning
0	Ingen
1	mycket låg
2	Låg
3	Medelhög
4	Hög
5	mycket hög

Tabell 2. Kvantifiering av de befarade negativa ekologiska konsekvenserna inom och i närmiljön till de temporärt översvämmade områden där BTI-baserad bekämpning av stickmygglarver utförs genom spridning av VectoBac G från helikopter.

Konsekvens	Beskrivning
0	Ingen
1	obetydlig och lokal
2	liten och lokal
3	medelstor och regional
4	stor och regional
5	mycket omfattande och allmän

Den kvantitativa riskbedömningen enligt formeln Risk = sannolikhet x ekologisk konsekvens, ger vid aktuell VectoBac G dos (15 kg/ha) därför att den kvantitativa risken är 0 till 1 på en skala från 0 till 25 (Tabell 3). Den kvantitativa risken vid användning av VectoBac G i dosen 15 kg/ha är därmed mycket låg för att bekämpning med någon sannolikhet skall orsaka någon betydande negativ ekologisk effekt i närmiljön.

Kvantifiering av de ekologiska riskerna kan också utföras vid förhöjd dos för att förstå vad som exempelvis kan inträffa vid oavsiktlig spridning i samband med en olycka, eller för att få en uppfattning om marginalerna till mer betydande negativa ekologiska effekter. Vi valde att utföra kvantifierad bedömning av bekämpningens ekologiska effekter för 10 ggr aktuell dos (VectoBac G 150 kg/ha, kan möjligen reducera abundans av underfamiljen Chironominae) samt för 40 ggr aktuell dos (VectoBac G 600 kg/ha, reducerar troligen abundansen av Chironomidae och kan eventuellt även påverka någon annan familj inom Nematocera) (Tabell 3).

Vår bedömning av sannolikheten för negativa ekologiska effekter vid 150 kg/ha utifrån publicerade studier, expertutlåtanden och empiriska data från genomförda uppföljningsstudier i den aktuella miljön, är att sannolikheten varierar från ”ingen” till ”låg” för att VectoBac G spridd från helikopter skall orsaka någon negativ ekologisk effekt. Vår bedömning av den möjliga största ekologiska konsekvensen vid denna 10-faldigt ökade dosering visar att den förväntade negativa konsekvensen är ”ingen” till ”obetydlig och lokal”, d v s endast en låg risk för minskad abundans av underfamiljen Chironominae. Produkten av sannolikhet och ekologisk risk är därmed maximalt 2 på en skala från 0 till 25 (Tabell 3). Den kvantitativa risken är därmed låg för att bekämpning med 10 ggr avsedd dos med någon sannolikhet skall orsaka någon betydande negativ ekologisk effekt i närmiljön.

Tabell 3. Kvantifiering av risk för negativa ekologiska effekter av BTI-baserad bekämpning av stickmygglarver genom spridning av VectoBac G från helikopter.

Beskrivning av dos	Högsta sannolikhet	Största Konsekvens	Bedömd risk
Vid aktuell dosering = 15 kg/ha	1	1	1
Vid 10 ggr dos = 150 kg/ha	2	1	2
Vid 40 ggr dos = 600 kg/ha	4	2	8

Vår bedömning av sannolikheten för negativa ekologiska effekter vid 600 kg/ha utifrån publicerade studier, expertutlåtanden och empiriska data från genomförda uppföljningsstudier i den aktuella miljön, är att sannolikheten varierar från låg” till ”hög” för att VectoBac G spridd från helikopter skall orsaka någon negativ ekologisk effekt. Vår bedömning av den möjliga största ekologiska konsekvensen vid denna 40-faldigt ökade dosering visar att den förväntade negativa konsekvensen är ”obetydlig och lokal” till ”liten och lokal”, dvs en tydlig risk för minskad abundans av underfamiljen Chironominae, trolig risk för minskning av Chironomidae och eventuell risk för påverkan på någon annan familj av Nematocera. Produkten av sannolikhet och ekologisk risk är därmed maximalt 8 på en skala från 0 till 25 (Tabell 3). Den kvantitativa risken är därmed uppenbar för att bekämpning med 40 ggr avsedd dos skall orsaka distinkt negativ ekologisk effekt i närmiljön.

Sammanställningen av kvantifierad risk (Tabell 3) visar att bekämpning som utförs med aktuell dos leder till en obetydlig risk för negativa ekologiska effekter och att även vid en tiofaldig dos är risken fortfarande obetydlig. Först vid en fyrtyodubbling av dosen är den kvantifierade risken låg till modest.

***Slutsats:** Av den kvantifierade bedömningen kan konstateras att för aktuell dos, och även för tiofaldig överdosering, finns en obetydlig risk för realisering av de identifierade potentiella negativa miljöeffekterna. Först vid en fyrtyodubbling av dosen bedöms att bekämpningen kan orsaka distinkt negativ ekologisk effekt i närmiljön. Det står således klart att det inte föreligger någon sannolikhet för konsekvenser – och således heller inte till några betydande negativa konsekvenser – till nackdel för miljön vid bekämpning med Vectobac G i avsedd dos.*

8. Åtgärder för att förebygga negativa miljöeffekter

För att undvika eventuella skadliga verkningar av BTI på fjädermygglarver så använder vi så låg dosering som möjligt med bibehållen effekt på stickmygglarver och arbetar med mycket hög precision vid spridning. Den spridarutrustning som skall användas kalibreras noga inför varje bekämpningsinsats med avseende på flöde och spridningsprofil. Vi har utprovat lämplig dosering för tillfredsställande reduktion av antalet *Aedes sticticus*-larver under de förhållanden som råder i svenska översvämningsvåtmarker. Det kan noteras att produktion av stickmyggor och fjädermyggor förekommer i delvis olika vattenmiljöer; stickmyggor produceras i temporära våtmarker och fjädermyggor produceras främst i permanenta vatten (Becker & Ludwig 1983, Lacey & Mulla 1990).

***Slutsats:** De förebyggande åtgärderna är att säkerställa lämplig dosering och hög geografisk precision vid spridning av VectoBac G, samt att känna till och i görligaste mån undvika att störa häckande storfåglar.*

9. Alternativa bekämpningsmetoder inklusive nollalternativet

9.1 Personligt skydd

Befolkningen i området har under lång tid nyttjat alla upptänkliga former av personligt skydd men dessa har visat sig otillräckliga. Vid mycket stora mängder stickmyggor drabbas man av många myggbett även om repellenter används och skyddseffekten avtar snabbt med tiden. Därför behövs ofta upprepade behandlingar av huden. Det kan inte uteslutas att över normal användning av repellenter kan medföra en viss hälsorisk för individen. Bekämpningsmedel klass 3, exempelvis Djungelolja, MyggA, US622 m.fl, får ej användas på barn under tre år.

Skyddande kläder ger ett mycket bra skydd mot mygg. Dock är det ofta besvärande att ta på sig heltäckande kläder under sommaren vilket medför att detta i praktiken inte fungerar för alla individer. Många väljer i stället att stanna inomhus, men även här slinker myggen in och då används kemiska medel exempelvis SPIRA-tabletter (sprider pyretroider och andra gifter när de upphettas), spray som Radar, etc. Det kan inte uteslutas att över normal användning även av dessa kemikalier kan medföra en viss hälsorisk för individen.

9.2 Modifiering av stickmyggornas larvmiljö

De två huvudsakliga metoderna att (för)störa översvänningsmyggornas larvmiljöer i periodvis översvämmade våtmarker är ändrad hydrologi (dikning, invallning, vattenreglering) och ändrad småskalig topografi (utjämning av markytan, slåtter, hävd).

Ändrad hydrologi kan tänkas minska stickmyggproblemen på huvudsakligen två sätt; 1) genom en stabilisera vattennivåer så att översvämningarna minskar, och 2) genom en stor och tidig vårflod samt stabilare sommarflöden (förslag Nilsson och Renöfält 2009).

I vattenbassänger med relativt stabil vattennivå inträffar översvämningar och därmed myggproduktion i stort sett enbart vid kraftiga flöden, oftast som följd av kraftig nederbörd. Ändring av hydrologin är ett mycket betydande ingrepp i våtmarkernas ekologi (Keddy 2000). Ändras våtmarkernas hydrologi så påverkas därmed livsbetingelserna för alla våtmarksinsekter, örter, gräs, vedartade växter, mossor, lavar, svampar, groddjur, maskar, mollusker, kräftdjur, protozoer, bakterier, etc. Mest påtagligt vid minskande översvämningar under växtsäsongen är att de örtrika älvängarna försvinner och ersätts av busk och gran. En omreglering av Klarälven med stabila vattennivåer i översvänningsområden nedströms Dejeforsen kan därmed inte anses som en ekologisk försvarbar metod att minska myggproblemet. Skyddade värden i, naturreservat och de aktuella Natura 2000-områdena motiveras utifrån naturvärden som skapas och upprätthålls av älvens varierande hydrologi.

Att omreglera Klarälvens vattenföring, så att det åstadkoms en tidig stor vårflod samt stabilare sommarflöden, kräver omfattande samordning och stora ekonomiska resurser. Det framgår inte av Nilsson och Renöfält (2009) hur tidig denna vårflod skall vara, men den kan väl knappast komma före snösmältningen i fjällen d v s slutet av april. Ändrad vattenreglering kräver dessutom ändring av vattendomar och då behövs även medverkan av de stora kraftbolagen. I de områden vid nedre Dalälven har vi påträffat larver av *Aedes sticticus* redan i slutet av april - äggen kan kläckas redan vid vattentemperatur på 8°C. Översvänningsmyggan *Aedes sticticus* är väl anpassad till att nyttja stora grunda temporärt översvämmade ytor som larvmiljö och vattnet i dessa grunda områden värms snabbt av solen under våren även om vattnet i älvfåran är kallt. Det betyder att ägg av *Aedes sticticus* kan kläckas efter korta perioder av värme och sol under våren, samt att den exakta tidsgränsen för översvämningar med vattentemperaturer på 8°C i grunda områden varierar betydligt mellan åren. Därför är det mycket svårt att hitta en tidsperiod under våren när översvämningar inte riskerar producera mängder av denna översvänningsmygga. Stabilare sommarflöden som är lika med inga översvämningar är en möjlighet att förhindra produktion av översvänningsmygg. Dock kan kraftigt/kraftiga regn sommartid leda till lokala översvämningar med myggproduktion som följd. Vattenregleringsföretagen anser att det behövs bättre prognoser av nederbördsmängder och lokalisering för att kunna styra magasinering av vattnet som ett sätt att undvika översvämningar sommartid.

Invallningar kan möjligen användas för att hindra eller minska på översvämningar i vissa begränsade områden dock kan vi i nuläget inte se möjliga områden för sådana åtgärder runt Deje. Återigen, ändring av hydrologin kan få svåra konsekvenser för våtmarkernas ekologi, då översvämningarnas frekvens, omfattning och utsträckning har avgörande inverkan på dessa våtmarksområden. Hydrologin är den enskilt viktigaste miljöfaktorn för att såväl skapa som upprätthålla våtmarkerna (Keddy 2000).

Ändrad topografi kan tänkas minska stickmyggproblemen på huvudsakligen två sätt; 1) älvängsslåtter, och 2) betestryck.

Publikationer och andra rapporter som behandlar bekämpning av översvämningsmyggor med hjälp av slåtter och hävd av temporärt översvämmade ängsmarker är i stort sett obefintliga i den vetenskapliga litteraturen. Studier utförda i andra våtmarkstyper (konstgjorda dammar, risfält, brackvattenvåtmarker) kan möjligen ge viss vägledning om skötselåtgärder fungerar som kontrollmetod för stickmyggarter som använder dessa våtmarker som larvmiljöer (Batzer & Resh 1992, Jiannino & Walton 2004, Wekesa et al 1996). Stickmyggors ekologi skiljer sig vitt mellan arter och vi har utvecklat ett system för klassificering av de svenska arterna i funktionella grupper (Schäfer et al. 2004). Exempelvis lägger samtliga arter inom släktena *Culex* och *Anopheles* sina ägg på vattenytan i stillastående semipermanenta eller permanenta vattensamlingar (äggen kläcks inom 1-2 dygn till larver), medan samtliga översvämningsmyggor av släktet *Aedes* lägger sina ägg på fuktig jord (äggen kläcks inom veckor eller år till larver, men bara om de översvämmas). Därför bör man vara försiktig med att dra slutsatser om möjligheter att bekämpa arter (*Aedes sticticus*, etc) inom den funktionella gruppen översvämningsmyggor, med metoder som utvecklats för bekämpning av exempelvis *Culex*-arter (Thullen et al 2002) eller *Anopheles*-arter (Grieco et al 2005) som tillhör andra funktionella grupper.

Vid sjön Björken, Sunne, testades buskröjning och betestryck som åtgärder mot översvämningsmygg. Under tre år (2005 – 2007) samlade vi vuxna stickmygg i området, men tyvärr fanns inga medel för att fortsätta studien på längre tid. Under första året efter röjningen och utsättningen av betesdjur (nötkreatur) förekom inga översvämningsmyggor. De senare åren har det varit översvämningsmyggor med tydligt minskad myggproduktion (Anna Hagelin, personlig information). Betestrycket är högt med ett stort antal djur som dessutom bara har sjön som dricksvatten och därmed trampar runt i strandkanten där översvämningsmyggornas ägg kan tänkas finnas. Det skulle vara önskvärt att fortsätta mygginsamlingen några år till nu för att kunna sammanfatta denna studie och utvärdera effekten på myggproduktionen.

9.3 Direkt kemisk bekämpning av stickmygg och mygglarver

Ett antal insekticider (Temephos, metoprene, permetrin, etc) kan användas för bekämpning av såväl stickmyggornas larver som vuxna stickmyggor, men dessa kemikalier är inte specifikt riktade mot stickmyggor. Används dessa produkter finns därför en hög risk att många andra arter av insekter samt andra djur påverkas negativt av bekämpningen. För närvarande finns inga planer från ansvarigt kommunalt håll att använda någon av dessa mot stickmyggor i Deje.

9.4 Nollalternativet

Det är tydligt och klart visat att nollalternativet innebär att människor som vistas i områden vid Deje under sommar och höst även i fortsättningen kommer att drabbas av återkommande mycket svåra myggproblem med avsevärda negativa effekter på såväl individer som samhällsekonomi.

10. Refererad litteratur

- Ali, A., Baggs, R. D. and Stewart, J. P. 1981. Susceptibility of some Florida chironomids and mosquitoes to various formulations of *Bacillus thuringiensis* serovar. *israelensis*. Journal of Economical Entomology 74:672-677.
- Alkiner, M. M., Simsek, F. M. and Caglar, S. S. 2009. Insecticide resistance of *Culex pipiens* (Diptera: Culicidae) in Turkey. Journal of Pesticide Science 34: 259-264.
- Andersen, D. E., Rongstad, O. J. and Mytton, W. R. 1989. Response of nesting red-tailed hawks to helicopter overflights. The Condor 91:296-299.
- Arnold, A., Braun, M., Becker, N. and Storch, V. 2000. Zur Nahrungsökologie von Wasser- und Rauhhaufledermaus in den nordbadischen Rheinauen. Carolina 58:257-263.
- Ashley, M. C., Robinson, J. A., Oring, L. W. and Vinyard, G. A. 2000. Dipteran standing stock biomass and effects of aquatic bird predation at a constructed wetland. Wetlands 20:84-90.
- Back, C., Boisvert, J., Lacoursière, J. O. and Charpentier, G. 1985. High-dosage treatment of a Quebec stream with *Bacillus thuringiensis* serovar. *israelensis*: Efficacy against black fly larvae (Diptera: Simuliidae) and impact on non-target insects. Canadian Entomologist 117:1523-1534.
- Balcer MD, Schmude KL, Snitgen J, Lima AR. 1999. Long-term effects of the mosquito control agents Bti (*Bacillus thuringiensis israelensis*) and methoprene on non-target macroinvertebrates in wetlands in Wright County, Minnesota (1997-1998). Report of 144 pp submitted February 4, 1999, to Nancy Read, PhD, Metropolitan Mosquito Control District, 2099 University Avenue West, St. Paul, Minnesota 55104-3431.
- Barjac, H. A. de. 1978. A new subspecies of *Bacillus thuringiensis* very toxic to mosquitoes. *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* serotype 14. Comptes rendus de l'Académie des Sciences (Paris) 286D:797-800.
- Batzer, D. P. and Resh, V. H. 1992. Wetland management strategies that enhance waterfowl habitats can also control mosquitoes. Journal of the American Mosquito Control Association 8:117-125.
- Becker, N., Glaser, P. and Magin, H. 1996. Biologische Stechmückenbekämpfung am Oberrhein. NINO Grafik & Druck GmbH, Neustadt, Germany.
- Becker, N. and Ludwig, H. W. 1983. Mosquito Control in West Germany. Bulletin of the Society for Vector Ecology 8:85-93.
- Becker, N. and Margalith, J. 1993. Use of *Bacillus thuringiensis israelensis* against mosquitoes and blackflies. In P. F. Entwistle, J. S. Cory, M. J. Bailey & S. Higgs (ed.) *Bacillus thuringiensis*, An Environmental Biopesticide: Theory and Practice. John Wiley & Sons Ltd.
- Becker, N., Petric, D., Zgomba, M., Boase, C., Dahl, C., Lane, J. and Kaiser, A. 2003. Mosquitoes and their control. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, USA.
- Berg, K. 2011. Var kläcks myggen? Kartläggning av tillfälligt översvämmade våtmarker i Deje. Examensarbete, Mät- och kartteknikprogrammet, Karlstads universitet, 2011:02, 33 pp.
- Bibby, C. J. 1981. Food supply and the diet of the bearded tit (*Panurus biarmicus*). Bird Study 28:201-210.
- Blaustein, L. 1998. Influence of the predatory backswimmer, *Notonecta maculata*, on invertebrate community structure. Ecological Entomology 23:246-252.
- Blum, S., Basedow, T. and Becker, N. 1997. Culicidae (Diptera) in the diet of predatory stages of anurans (Amphibia) in humid biotopes of the Rhine valley in Germany. Journal of Vector Ecology 22:23-29.
- Blumstein, D. T. 2003. Flight-initiation distance in birds is dependent on intruder starting distance. Journal of Wildlife Management 67:852-857.

- Blumstein, D. T., Anthony, L. L., Harcourt, R. and Ross, G. 2003. Testing a key assumption of wildlife buffer zones: Is flight initiation distance a species-specific trait? *Biological Conservation* 110:97-100.
- Boisvert, M. and Boisvert, J. 2000. Effects of *Bacillus thuringiensis var. israelensis* on target and nontarget organisms: a review of laboratory and field experiments. *Biocontrol Science and Technology* 10:517-561.
- Bolduc, F. and Guillemette, M. 2003. Human disturbance and nesting success of common eiders: interaction between visitors and gulls. *Biological Conservation* 110:77-83.
- Bonin, A., Paris, M., Tetreau, G., David, J-P. and Despres, L. 2009. Candidate genes revealed by a genome scan for mosquito resistance to a bacterial insecticide: sequence and gene expression variation. *BMC Genomics* 10: 551, doi:10.1186/1471-2164-10-551.
- Boyer, S., Tilquin, M. and Ravanel P. 2007. Differential sensitivity to *Bacillus thuringiensis var. israelensis* and Temephos in field mosquito populations of *Ochlerotatus cataphylla* (Diptera: Culicidae): toward resistance? *Environmental Toxicology and Chemistry* 26: 157-162.
- Brandl M. T., Haxo A. F., Bates A. H. and Mandrett R. E. 2004. Comparison of survival of *Campylobacter jejuni* in the phyllosphere with that in the rhizosphere of spinach and radish plants. *Applied Environmental Microbiology* 70: 1182-1189.
- Brandl, M. T. and Mandrell, R. E. 2002. Fitness of *Salmonella enterica* serovar *thompson* in the cilantro phyllosphere. *Applied Environmental Microbiology* 68: 3614-3621.
- Chernetsov, N. and Manukyan, A. 2000. Foraging strategy of the Sedge Warbler (*Acrocephalus schoenobaetus*) on migration. *Vogelwarte* 40:189-197.
- Chesson, J. 1984. Effect of Notonectids (Hemiptera: Notonectidae) on mosquitoes (Diptera: Culicidae): Predation or selective oviposition? *Environmental Entomology* 13:531-538.
- Cook, J. G. and Anderson, S. H. 1990. Use of helicopters for surveys of nesting red-shouldered hawks. *Prairie Naturalist* 22:49-53.
- Cooke, A. S. 1980. Observations on how close certain passerine species will tolerate an approaching human in rural and suburban areas. *Biological Conservation* 18:85-88.
- Dabrowski-Prot, E. and Luczak, J. 1968. Studies on the incidence of mosquitoes in the food of *Tetragnatha montana* Simon and its food activity in the natural habitat. *Ekologia Polska Seria A* 16:843-852.
- David, J. P., Rey, D., Pautou, M. P. and Meyran JC. 2000. Differential toxicity of leaf litter to dipteran larvae of mosquito developmental sites. *Journal of Invertebrate Pathology* 75: 9-18.
- Davidsson, G., Haeffler, L., Ljungman, B. and Frantzich, H. 2003. Handbok för riskanalys. Räddningsverket. ISBN 91-7253-178-9.
- Deding, J. 1988. Gut content analysis of diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae). *Natura Jutlandica* 22:177-184.
- Delaney, D. K., Grubb, T. G., Beier, P., Pater, L. L. and Reiser, M. H. 1999. Effects of helicopter noise on Mexican spotted owls. *Journal of Wildlife Management* 63:60-76.
- Delaney, D. K., Pater, L. L., Carlile, L. D., Spadgenske, E. W., Beaty, T. A. and Melton, R. H. 2011. Response of red-cockaded woodpeckers to military training operations. *Wildlife Monographs* 177: 1-38.
- Drobniewski, F. A. 1993. The safety of *Bacillus* species as insect vector control agents. *Journal of Applied Bacteriology* 76:101-109.
- Duchet, C., Larroque, M., Caquet, T., Franquet, E., Lagneau, C. and Lagadic, L. 2008. Effects of spinosad and *Bacillus thuringiensis israelensis* on a natural population of *Daphnia pulex* in microcosms. *Chemosphere* 74: 70-77.

- Eder, E. and Schönbrunner, I. 2010. Toxicity of *Bacillus thuringiensis israelensis* on the nontarget organisms *Triops cancriformis*, *Branchipus schaefferi*, *Leptestheria dahalacensis* (Crustacea: Branchiopoda: Notostraca, Anostraca, Spinicaudata). *The Open Environmental Pollution & Toxicology Journal* 2: 16-20.
- Engström, H. 2007. Uppföljningsprogram för fåglar; inventering av storfåglar och test av störningskänslighet. Fågelstudier inom myggkontrollverksamheten vid Nedre Dalälven, Resultatredovisning 2006. Institution för ekologi och evolution; Uppsala Universitet.
- Engström, H. and Petersson, E. 2009. Monitoring of birds and studies of disturbance sensitivity in relation to mosquito control on flood plains along River Dalälven, central Sweden. *Ornis Svecica*, submitted manuscript.
- Eskils, K. and Lövgren, A. 1997. Release of *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* in Swedish soil. *FEMS Microbiology Ecology* 23:229-237.
- Fernandez-Juricic, E., Jimenez, M. D. and Lucas, E. 2002. Factors affecting intra- and inter-specific variations in the difference between alert distance and flight distance for birds in forested habitats. *Canadian Journal of Zoology* 80:1212-1220.
- Forshaw, W. D. 1983. Numbers, distribution and behaviour of pink-footed geese in Lancashire. *Wildfowl* 34:34-76.
- Gill, J. A., Sutherland, W. J. and Watkinson, A. R. 1996. A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations. *Journal of Applied Ecology* 33:786-792.
- Glare, T. R. and O'Callaghan, M. 1998. Environmental and health impacts of *Bacillus thuringiensis israelensis*. *Biocontrol & Biodiversity*, Grasslands Division, AgResearch.
- Goldberg, L. J. and Margalith, J. 1977. A bacterial spore demonstrating rapid larvicidal activity against *Anopheles sergentii*, *Uranotaenia unguiculata*, *Culex univittatus*, *Aedes aegypti* and *Culex pipiens*. *Mosquito News* 37:355-358.
- Grieco, J. P., Vogtsberger, N. L., Achee, E., Andre, D. R. and Rejmankova E. E. 2005. Evaluation of habitat management strategies for the reduction of malaria vectors in northern Belize. *Journal of Vector Ecology* 30:235-243.
- Grubb, T. G. and Bowerman, W. W. 1997. Variations in breeding bald eagle responses to jets, light planes and helicopters. *Journal of Raptor Research* 361:213-222.
- Grubb, T. G. and King, R. M. 1991. Assessing human disturbance of breeding bald eagles with classification tree models. *Journal of Wildlife Management* 55:500-511.
- Götmark, F., Neergaard, R. and Åhlund, M. 1988. Storlommen i Fegen-Kalvsjön-Svansjöarna. . Länsstyrelsen i Älvsborgs län rapport 1988 nr 8.
- Götmark, F., Neergaard, R. and Åhlund, M. 1989. Nesting ecology and management of the arctic loon in Sweden. *Journal of Wildlife Management* 53:1025-1031.
- Halkova, Z., Zaykov, C., Antov, G., Mihaylova, A., Mircheva, V., Dinoeva, S. and Chipilska, L. 1993. Experimental study of subacute oral, dermal and inhalation toxicity of Bulmoscide preparation. *Polish Journal of Occupational Medicine and Environmental Health* 6:19-25.
- Hershey, A. E., Lima, A. R., Niemi, G. J. and Regal, R. R. 1998. Effects of *Bacillus thuringiensis israelensis* (BTI) and methoprene on nontarget macroinvertebrates in Minnesota wetlands. *Ecological Applications* 8:41-60.
- Holmes, T. L., Knight R. L., Stegall, L. and Craig, G. R. 1993. Responses of wintering grassland raptors to human disturbance. *Wildlife Society Bulletin* 21:461-468.
- Houston, J., Dancer, B. N. and Learner, M. A. 1989. Control of sewage filter flies using *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*-II. Full scale trials. *Water Research* 23:379-385.

- Ignatiev, V. I., Karopv, E. G. and Meliksetyan, V. S. 1988. Studies on the effect of serotype H-14 *Bacillus thuringiensis* preparations on warm-blooded animals. *Mikrobiologicheskij zhurnal* (in Russian) 50:73-77.
- Iversen, T. M. 1971. The ecology of a mosquito population (*Aedes communis*) in a temporary pool in a Danish beech wood. *Archiv für Hydrobiologie* 61:309-332.
- Jackson, S. G., Goodbrand, R. B., Ahmed, R. and Kasatiya, S. 1995. *Bacillus cereus* and *Bacillus thuringiensis* isolated in a gastroenteritis outbreak investigation. *Letters in Applied Microbiology* 21: 103-105.
- Jiannino, J. A. and Walton, W. E. 2004. Evaluation of vegetation management strategies for controlling mosquitoes in a Southern California Constructed Wetland. *Journal of the American Mosquito Control Association* 20:18-26.
- Keddy, P. A. 2000. *Wetland Ecology. Principles and Conservation*. Cambridge, UK, Cambridge University Press.
- Keil, C. B. 1991. Field and laboratory evaluation of a *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* formulation for control of fly pests of mushrooms. *Journal of Economical Entomology* 84:1180-1188.
- Keller, V. E. 1991. Effects of disturbance on eider ducklings *Somateria mollissima* in an estuarine habitat in Scotland. *Biological Conservation* 58:213-228.
- Klein, M. L. 1993. Waterbird behavioral responses to human disturbances. *Wildlife Society Bulletin* 21:31-39.
- Lacey, L. A. 2007. *Bacillus thuringiensis* serovariety *israelensis* and *Bacillus sphaericus* for mosquito control. *American Mosquito Control Association Bulletin* 23; 133-163.
- Lacey, L. A. and Mulla, M. S. 1990. Safety of *Bacillus thuringiensis* ssp. *israelensis* and *Bacillus sphaericus* to nontarget organisms in the aquatic environment. 169-188. In M. Laird, L. A. Lacey & E. W. Davidson (ed.) *Safety of Microbial Insecticides*. CRC Press, Boca Raton, Fla, USA.
- Lee, F. C. 1967. Laboratory observations on certain mosquito larval predators. *Mosquito News* 27:332-338.
- Ludwig, M. and Becker, N. 1997. Untersuchungen zum Auftreten von möglichen Resistenzerscheinungen bei *Aedes vexans* (Diptera, Culicinae) nach 15 Jahren Applikation von *Bacillus thuringiensis israelensis*. *Zoologische Beiträge* 38:167-174.
- Lundström, J. O., Schäfer, M. L., Petersson, E., Persson Vinnersten, T. Z., Landin, J. and Brodin, Y. 2010a. Production of wetland Chironomidae (Diptera) and the effects of using *Bacillus thuringiensis israelensis* for mosquito control. *Bulletin of Entomological Research* 100:117-125.
- Lundström, J. O., Brodin, Y., Schäfer, M. L., Persson Vinnersten, T. Z. and Östman, Ö. 2010b. High species richness of Chironomidae (Diptera) in temporary flooded wetlands associated with high species turn-over rates. *Bulletin of Entomological Research* 100:433-444.
- Lundström, J. O., Schäfer, M. 2010. Stickmyggor och översvänningsvåtmarker i Deje, Forshaga kommun, sommaren 2010. Uppsala 2010-11-29.
- Lundström JO, Wahlqvist P, Schäfer ML. 2011. Stickmyggor sommaren 2011 i Deje, Forshaga kommun. Uppsala 2011-12-20.
- Lundstrom, J. O. och Persson Vinnersten, T. Z. 2011. Myggbekämpning i Deje har betydande allmänintresse – folkets röst om behovet av bekämpning. Uppsala 2011-12-15. Totalt 4 sidor.
- Lundström, J. O., Petersson, E. and Brodin, Y. 2008. Meta-analysis of the effects of BTI on Chironomidae (Diptera) in relation to subfamily and dose. Manuscript.
- Länsstyrelsen Värmland 1983-03-14. Förordnande om naturreservat för Pannkakan, Forshaga kommun, Värmlands län (Dnr 11.1211-474-80), totalt 14 sidor.

- Länsstyrelsen Värmland 2006-03-15a. Bevarandeplan natura 2000 (enligt 17 § förordningen om områdesskydd 1998:1252) Pannkakan, Forshaga kommun, Värmlands län (dnr 511-6758-05), totalt 4 sidor.
- Länsstyrelsen Värmland 2006-03-15b. Bevarandeplan natura 2000 (enligt 17 § förordningen om områdesskydd 1998:1252) Ådrans älvskogar, Forshaga kommun, Värmlands län (dnr 511-6773-05), totalt 4 sidor.
- Maduell, P., Armengol, G., Llagostera, M., Orduz S. and Lindow S. 2008. *B. thuringiensis* is a poor colonist of leaf surfaces. *Microbial Ecology* 55: 212-219.
- Margalith, J. 1990. Discovery of *Bacillus thuringiensis israelensis*. 3-9. In H. d. Barjac & D. J. Sutherland (ed.) *Bacterial Control of Mosquitoes and Black Flies*. Rutgers University Press, New Brunswick, NJ.
- Miller, M. W., Jensen, K. C., Grant, W. E. and Weller, M. W. 1994. A Simulation-Model of Helicopter Disturbance of Molting Pacific Black Brant. *Ecological Modelling* 73:293-309.
- Nilsson, A. 1986. Community structure in the Dytiscidae (Coleoptera) of a northern Swedish seasonal pond. *Annales Zoologici Fennici* 23:39-47.
- Nilsson, A. N. and Holmen, M. 1995. The aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. II. Dytiscidae. E. J. Brill., Leiden, The Netherlands.
- Nilsson, A. N. and Svensson, B. W. 1994. Dytiscid predators and culicid prey in two boreal snowmelt pools differing in temperature and duration. *Annales Zoologici Fennici* 31:365-376.
- Nilsson, C. och Renöfält, B. 2009. Mygg och BTI i Nedre Dalälven. Utvärdering av ett vetenskapligt uppföljningsprogram. Naturvårdsverket rapport 6305, oktober 2009.
- Nordström, A. 2010. Upplevelser av boendemiljö och psykisk hälsa hos boende i områden med förekomst av översvämningsmygg – en miljöpsykologisk studie. Psykologexamensuppsats, Uppsala Universitet, Institution för psykologi.
- Onyeka, J. O. A. 1983. Studies on the natural predators of *Culex pipiens* L. and *C. torrentium* Martini (Diptera: Culicidae) in England. *Bulletin of Entomological Research* 73:185-194.
- Paris, M., Boyer, S., Bonin, A., Collado, A., David, J-P. and Despres, L. 2010. Genome scan in the mosquito *Aedes rusticus*: population structure and detection of positive selection after insecticide treatment. *Molecular Ecology* 19: 325-337.
- Paul, A., Harrington, L. C., Zhang, L. and Scott, J. G. 2005. Insecticide resistance in *Culex pipiens* from New York. *Journal of the American Mosquito Control Association* 21: 305-309.
- Perez, C., Fernandez, L. E., Sun, J., Folch, J. L., Gill, S. S., Soberon, M. and Bravo, A. 2005. *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* Cyt1Aa synergizes Cry11Aa toxin by functioning as a membrane-bound receptor. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102: 18303-18308.
- Persson Vinnersten, T. Z., Lundström, J. O., Petersson, E. and Landin J. 2009 Diving beetle assemblages of flooded wetlands in relation to time, wetland type and BTI-based mosquito control. *Hydrobiologia* 635:189-203.
- Persson Vinnersten, T. Z., Lundström, J. O., Schäfer, M. L., Petersson, E. and Landin, J. 2010. A six-year study of insect emergence from temporary flooded wetlands with and without BTI-based mosquito control. *Bulletin of Entomological Research* 100: 715-725.
- Pont, D., Franquet, E. and Tourenq, J. N. 1999. Impact of different *Bacillus thuringiensis* variety *israelensis* treatments on a chironomid (Diptera Chironomidae) community in a temporary marsh. *Journal of Economic Entomology* 92:266-272.
- Poulin, B., Lefebvre, G. and Paz, L. 2010. Red flag for greenspray: adverse trophic effects of BTI on breeding birds. *Journal of Applied Ecology* 47: 884-89.

- Read, N., Balcer, M. D., Schmude, K. L. and Lima, A. 1999. Does BTI or methoprene affect wetland invertebrates other than mosquitoes? 3-year and 8-year results compared. National Meeting of the Entomological Society of America.
- Rees, E. C., Bruce, J. H. and White, G. T. 2005. Factors affecting the behavioural responses of whooper swans (*Cygnus c. cygnus*) to various human activities. *Biological Conservation* 121:369-382.
- Rodgers, J. A. and Schwikert, S. T. 2002. Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. *Conservation Biology* 16:216-224.
- Rodgers, J. A. and Smith, H. T. 1995. Set-Back Distances to Protect Nesting Bird Colonies From Human Disturbance in Florida. *Conservation Biology* 9:89-99.
- Schäfer, M. 2003. Myggbekämpning i Europa och två exempel från USA. Rapport till Länsstyrelsen Västmanlands Län. Uppsala Universitet.
- Schäfer, M. and Lundström, J. O. 2001. Comparison of mosquito (Diptera: Culicidae) fauna characteristics of forested wetlands in Sweden. *Annals of the Entomological Society of America* 94:576-582.
- Schäfer, M. L., Lundström, J. O., Pfeffer, M., Lundkvist, E. and Landin, J. 2004. Biological diversity versus risk for mosquito nuisance and disease transmission in constructed wetlands in southern Sweden. *Medical and Veterinary Entomology* 18:256-267.
- Service, M. W. 1977. Ecological and biological studies on *Aedes cantans* (Meig.) (Diptera: Culicidae) in Southern England. *Journal of Applied Ecology* 14:159-196.
- Siegel, J. P. and Shaddock, J. A. 1990. Clearance of *Bacillus sphaericus* and *Bacillus thuringiensis* ssp. *israelensis* from mammals. *Journal of Economical Entomology* 83:347-355.
- Sinegre, G., Babinot, M., Vigo, G. and Tourenq, J. N. 1990. Sensibilité de trois espèces de *Chironomus* (Diptera) à huit insecticides utilisés en démoustication. *Annales de Limnologie* 26:65-71.
- Skagen, S. K., Knight, R. L. and Orians, G. H. 1991. Human Disturbance of an Avian Scavenging Guild. *Ecological Applications* 1:215-225.
- Smits, P. H. and Vlug, H. J. (1990). Control of Tipulid larvae with *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* protoxin activation and safety. Vth International Colloquium on Invertebrate Pathology and Microbial Control, Adelaide, Australia.
- Stalmaster, M. V. and Kaiser, J. L. 1998. Effects of recreational activity on wintering bald eagles. *Wildlife Monographs* 137:1-46.
- Swenson, J. 1979. Factors affecting status and reproduction of osprey in Yellowstone National Park. *Journal of Wildlife Management* 43:595-601.
- Swiecicka, I., Van der Auwea, G. A. and Mahillon, J. 2006. Hemolytic and nonhemolytic enterotoxin genes are broadly distributed among *Bacillus thuringiensis* isolated from wild mammals. *Microbial Ecology* 52: 544-551.
- Thullen, J. S., Sartoris, J. J. and Walton W. E. 2002. Effects of vegetation management in constructed wetland treatment cells on water quality and mosquito production. *Ecological Engineering* 18:441-457.
- Tilquin, M., Paris, M., Reynaud, S., Despres, L., Ravel, P., Geremia, R. A. and Gury, J. 2008. Long lasting persistence of *Bacillus thuringiensis* subsp *israelensis* (BTI) in mosquito natural habitats. *PLoS one* 3 (10): e3432. doi:10.1371/journal.pone.0003432, 10 pp.
- Toth, R. S. and Chew, R. M. 1972. Development and energetics of *Notonecta undulata* during predation on *Culex tarsalis*. *Annals of the Entomological Society of America* 65:1270-1279.
- Tremblay, J. and Ellison, L. N. 1979. Effects of human disturbance on breeding of black-crowned night herons. *The Auk* 96:364-369.

- Vaughan, I. P., Newberry, C., Hall, D. J., Liggett, J. S. and Ormerod, S. J. 2008. Evaluating large-scale effects of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on non-biting midges (Chironomidae) in a eutrophic urban lake. *Freshwater Biology* 53: 2117-2128.
- Ward, D. H., Stehn, R. A., Erickson, W. P. and Derksen, D. V. 1999. Response of fall-staging brant and Canada geese to aircraft overflights in southwestern Alaska. *Journal of Wildlife Management* 63:373-381.
- Warren, R. E., Rubenstein, D., Ellar, D. J., Kramer, J. M. and Gilbert, R. J. 1984. *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*: Protoxin activation and safety. *The Lancet* 323:678-679.
- Watson, J. W. 1993. Responses of nesting bald eagles to helicopter surveys. *Wildlife Society Bulletin* 21:171-178.
- Wekesa, J. W., Yuval, B. and Washino, R. K. 1996. Spatial distribution of adult mosquitoes (Diptera: Culicidae) in habitats associated with the rice agroecosystem of northern California. *Journal of Medical Entomology* 33:344-350.
- Wirth, M. C., Georgiou, G. P. and Federici, B. A. 1997. CytA enables CryIV endotoxins of *Bacillus thuringiensis* to overcome high levels of CryIV resistance in the mosquito *Culex quinquefasciatus*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 94: 10536-10540.
- Wirth, M. C., Park, H-W., Walton, W. E. and Federici, B. A. 2005. Cyt1A of *Bacillus thuringiensis* delays evolution of resistance to Cry11A in the mosquito, *Culex quinquefasciatus*. *Applied and Environmental Microbiology* 71: 185-189.
- Wirth, M. C., Walton, W. E. and Federici, B. A. 2010. Evolution of resistance to the *Bacillus sphaericus* Bin toxin is phenotypically masked by combination with the mosquitocidal proteins of *Bacillus thuringiensis* subspecies *israelensis*. *Environmental Microbiology* 12: 1154-1160.
- WHO. 1981. Data sheet on the biological control agent *Bacillus thuringiensis* serotype H-14 (deBarjac 1978). World Health Organisation, Document WHO/VBC/79.750 Rev. 1.
- WHO. 1999. *Bacillus thuringiensis*. WHO/IPCS/IOMC.
- Wilander, A. 2007. Angående möjliga gödningseffekter vid spridning av VectoBac G. Rapport SLU, Miljöanalys, 2007-05-06.
- Östman, Ö., Lundström, J. O. and Persson Vinnersten, T. Z. 2008. Effects of mosquito larvae removal with *Bacillus thuringiensis israelensis* (BTI) on natural protozoan communities. *Hydrobiologia* 607: 231-235.

11. Appendix 1 Natura 2000 tabeller och kartor

Planerade ramområden för myggbekämpning inom Natura 2000-områden vid Deje, Forshaga kommun, Värmlands län

Aktuella Natura 2000-områden sammanfattas i översiktliga tabeller samt kartor över varje delområde. Digital information kan göras tillgänglig på anmodan.

Totalt omfattar de aktuella ramområden för myggbekämpning 111 ha inom Natura 2000-områden (Pannkakan, Ådrans älvskogar). Det maximala förväntade årsbehovet av VectoBac G inom dessa områden beräknas till 2 600 kg.

Information om Natura 2000-områden är hämtad 2010-11-22 från Naturvårdsverkets hemsida, kartverktyget för Sveriges Natura 2000-områden (<http://www.naturvardsverket.se/Start/Naturvard/Skydd-av-natur/Natura-2000/Kartverktyget-Sveriges-Natura-2000-omraden/>) med kompletterande information från bevarandeplanen för respektive område, hämtade från länsstyrelsen Värmlands län.

Tabell 1: Översikt över de berörda Natura 2000-områden som ingår i ansökan

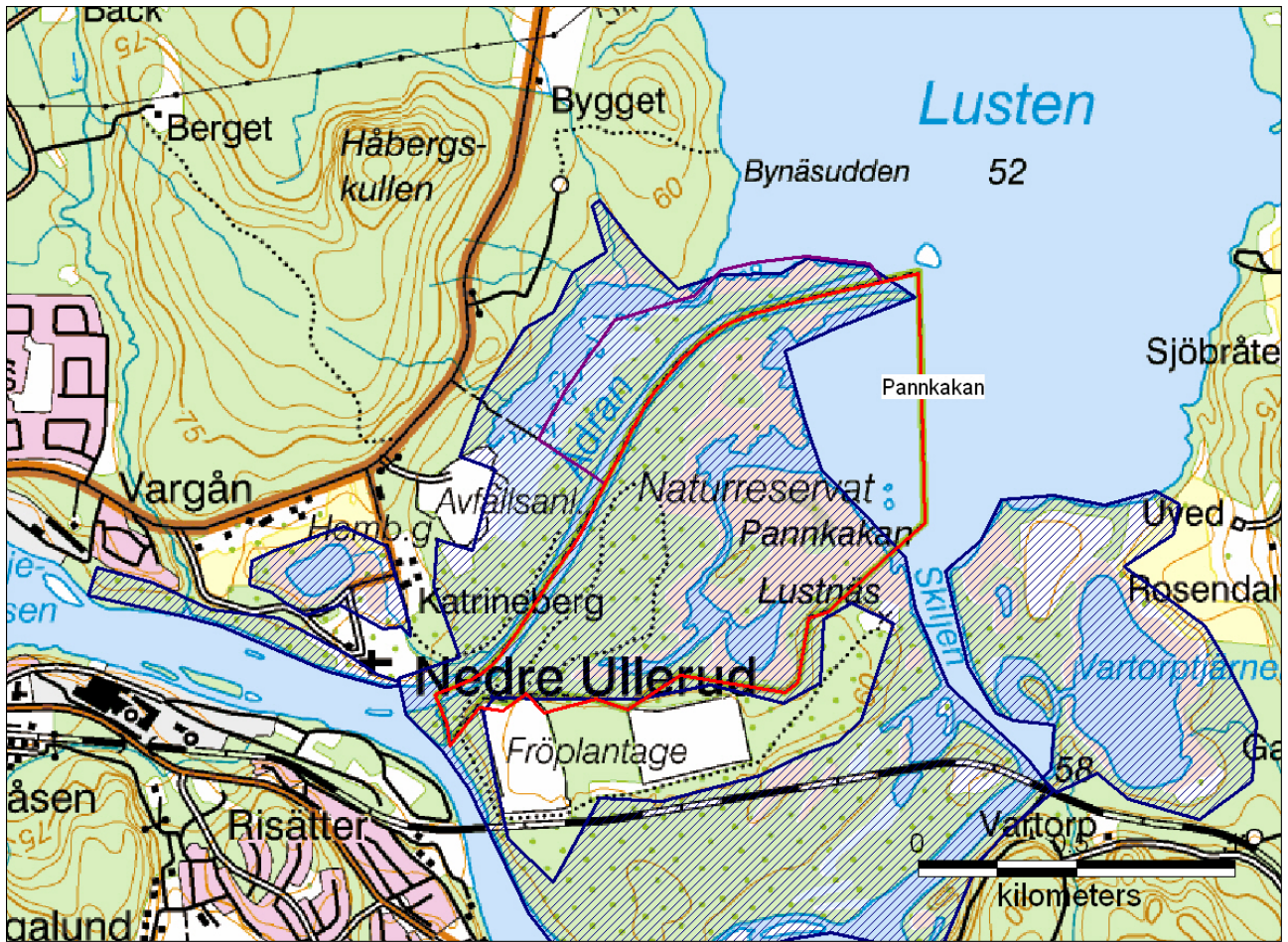
Namn	Områdeskod	Karta	Storlek (ha)	Ramområde för bekämpning (ha)	områdesskydd	kommun	Län	Tidigare bekäpat, år, antal ggr och mängd bekämpningsmedel / nytt område	Beräknad maximal mängd bekämpningsmedel för 2012
Pannkakan	SE0610135	1	114	91	Naturreservat, riksintresse	Forshaga	Värmland	Nytt område	2100 kg
Ådrans älvskogar	SE0610225	2	21	20	riksintresse	Forshaga	Värmland	Nytt område	500 kg

Tabell 2: Skyddsorsaker, skyddade och hotade arter inom respektive Natura 2000-område, samt behov av försiktighetsmått

Namn	Områdeskod	Skyddsorsak	Skyddade och hotade arter	Behov av försiktighetsmått
Pannkakan	SE0610135	Sci; 91E0*	inga	inget
Ådrans älvskogar	SE0610225	Sci, 91E0	inga	inget

*91E0 = Alluviala lövskogar, som tidvis är översvämmade

Karta 1: Planerade ramområden för myggbekämpning i Natura 2000-området Pannkakan (SE0610135). Röd: Natura 2000 område, blå: planerade ramområden för myggbekämpning



Karta 2: Planerade ramområden för myggbekämpning i Natura 2000-området Ådrans älvskogar (SE0610225). Röd: Natura 2000 område, blå: planerade ramområden för myggbekämpning

