



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Fakulteten för veterinärmedicin och
husdjursvetenskap

Ekologisk påverkan och förvaltning av en invasiv art – den amerikanska minken

*The ecological impact and management of an invasive species
– the American mink*

Michelle Entesarian



Självständigt arbete i biologi 15 hp

Etologi och djurskydd kandidatprogram

Uppsala 2019

Ekologisk påverkan och förvaltning av en invasiv art – den amerikanska minken

The ecological impact and management of an invasive species – the American mink

Michelle Entesarian

Handledare: Jenny Loberg, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för husdjurens miljö och hälsa

Examinator: Lisa Lundin, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för husdjurens miljö och hälsa

Omfattning: 15 hp

Nivå och fördjupning: G2E

Kurstitel: Självständigt arbete i biologi

Kursansvarig inst.: Institutionen för husdjurens miljö och hälsa

Kurskod: EX0867

Program/utbildning: Etologi och djurskydd kandidatprogram

Utgivningsort: Uppsala

Utgivningsår: 2019

Omslagsbild: Derek Naulls

Elektronisk publicering: <https://stud.epsilon.slu.se>

Nyckelord: mink, *neovision*, ekologi, invasiv, artrikedom, förvaltning, strategier, fångredskap

Keywords: mink, *neovision*, ecology, invasive, biodiversity, impact, management, strategies, trap

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för veterinärmedicin och husdjursvetenskap

Institutionen för husdjurens miljö och hälsa

Innehåll

Abstract	7
1. Introduktion	8
1.1 Minkens ursprung och utbredning	8
1.2 Minkens förutsättningar som invasiv art.....	8
1.3 Olika fångstredskap och minkflotten	9
1.4 Samarbete för en storskalig förvaltning	10
2. Syfte och frågeställningar	11
3. Metod.....	11
4.Resultat.....	12
4.1. Ekologisk påverkan på andra arter.....	12
4.1.1. Grodor och sjöfåglar	12
4.1.2. Flodillern och vattensorken.....	13
4.2. Olika sätt att minimera minkens ekologiska effekter.....	13
4.2.1 Bevarande av habitat	13
4.2.2. Invasiva bytesdjur som kan påverka minkens spridning	14
4.2.3. Återinförande av konkurrerande arter	15
4.3. Olika metoder för detektering och infångning	16
4.3.1. Olika metoder för detektering av minkens närvaro.....	16
4.3.2. Användande av hundar för att lokalisera minkhålor	17
4.3.3. Användande av olika lockbeten	17
4.3.4. Metoder för att minimera bifångster	17
4.3.5. Nya icke beprövade fångstredskap.....	18
4.4. Olika strategier vid planering av förvaltning	19
4.4.1 Förhindra återkolonisering	19
4.4.2. Prioritering av områden med hotade arter	19
4.4.3. Användande av genotypning och landskapets barriärer	19
4.4.4. Anpassningsbar förvaltningsstrategi	20
5. Diskussion	21
5.1 Diskussion av resultat	21
5.1.1. Ekologisk påverkan	21
5.1.2. Olika infångningsmetoder.....	21
5.1.3. Doftkörtelextrakt och populationstäthet.....	22
5.1.4. Förvaltningsstrategier.....	23
5.2 Styrkor och svagheter med litteratur och metod	24
5.3 Ett hållbarhets och etiskt perspektiv	25
5.4 Studiens användbarhet och framtida forskning	26
6. Slutsats	26
7. Tack.....	27
8. Populärvetenskaplig sammanfattning	27
9. Referenser.....	29

Abstract

The American mink (*Neovison vison*) is an invasive species native to North America, that has now become widespread in Europe and the British Isles through escape and release from fur farms. The species is difficult to control because of its phenotypic plasticity and its adaptability to new environments. The purpose of this literature review was therefore to investigate what ecological impact the mink has on other species, and possible solutions to minimize it. Moreover, advantages and disadvantages with different detecting and trapping methods were evaluated in order to assess which method that is most beneficial. Different management strategies are also discussed. The results of this study suggest that the American mink has a negative ecological impact on other species like birds, frogs and water voles by reducing their population density, both on archipelagos and at the mainland. Moreover, the American mink may serve as a threat to the European mink (*Mustela lutreola*) by competition. The American mink's negative impact on biodiversity may be mitigated through preserving certain habitats that protect prey species, reintroduction of the native otter (*Lutra lutra*) and by managing invasive prey species that are important food sources to the mink. The most beneficial method to detect and trap mink was the use of mink rafts in combination with live traps. This way control efforts and working force will be reduced, especially during long control projects, and killing of non-target animals will be minimized. GoodNature Self resetting traps may be resource effective in the future, but more scientific validation is warranted on how to minimize killing of non-target animals with this trap. To conclude, the most effective control strategies in order to protect threatened species would be to focus the control efforts on areas where the mink is within proximity to these species, and to kill female mink and juveniles during autumn. The most resource effective and successful strategy to control the feral mink is an adaptive management approach, especially when information about the target population is scarce.

1. Introduktion

1.1 Minkens ursprung och utbredning

Den amerikanska minken (*Neovison vison*) tillhör ordningen mårddjur och har sitt ursprung i Nordamerika där den finns naturligt i faunan (Viljugrein *et al.*, 2001). Ursprungligen jagades den för sin päls men började senare användas i pälsdjursuppfödning (Viljugrein *et al.*, 2001). Den introducerades till flera länder inom Europa under 1900-talet för pälsdjursuppfödning varefter individer släppts ut eller rymt från pälsfarmar (Lecis *et al.*, 2008; Bifulchi *et al.*, 2010). Minken är en främmande art som numera finns viltlevande i Storbritannien (Moore *et al.*, 2003; Harrington *et al.*, 2009) och i stora delar av Europa, bland annat Spanien, Frankrike, Portugal, Polen, Vitryssland, Sverige, Finland och Norge (Erlinge, 1972; Macdonald *et al.*, 2002; Bifulchi *et al.*, 2010; Salo *et al.*, 2010; Zalewski *et al.*, 2010; Rodrigues *et al.*, 2014; Santulli *et al.*, 2014; Stien & Hausner, 2018).

Minken är ett territoriellt och solitärt levande djur, men hemområden mellan individer kan överlappa något (Yamaguchi & Macdonald, 2003). Dessutom har hanar generellt större hemområden än honor enligt samma studie. De båda könen träffas under parningsperioden mellan februari och april, därefter föder honan sina ungar mellan maj och juni (Nordström *et al.*, 2003). Honorna och de juvenila djuren börjar emigrera tillsammans mellan juli och november, varpå de skiljs åt för att leta nya hemområden (Moore *et al.*, 2003; Bonesi *et al.*, 2007; Craik, 2008). Minken lever i floder och längs strandkanter där de livnär sig på vattenlevande djur som grodor, fisk, och kräftor (Zalewski & Bartoszewicz, 2012). En stor del av födan utgörs även av sjöfåglar och mindre däggdjur som vattensork (*Arvicola amphibius*) och bisam (*Ondatra zibethicus*) enligt samma studie.

1.2 Minkens förutsättningar som invasiv art

En främmande arts potentiella förmåga att etablera sig inom ett nytt område och bli invasiv är relaterat till dess genetiska variation och fenotypiska plasticitet, vilket påverkar dess konkurrenskraft och anpassningsförmåga (Prevosti *et al.*, 1988; Pegueroles *et al.*, 1995; Huey *et al.*, 2005; Zalewski & Bartoszewicz, 2012). Minken har denna förmåga. Från att den började etablera sig i västra Polen år 1996 fram till 2004 anpassade den sig till den rådande miljön genom att minska sin kroppsstorlek, allt eftersom den lokala tillgången på stora byten minskade (Zalewski and Bartoszewicz, 2012). Under studiens period minskade proportionen av fåglar, bisam (*Ondatra zibethicus*) och vattensork (*Arvicola amphibius*) i dieten samtidigt som proportionen av fisk och grodor ökade. Den biogeografiska variationen i kroppsvikt och längd var alltså relaterad till hur stor del av dieten stora byten kunde utgöra (Zalewski & Bartoszewicz, 2012). Minken ändrade alltså sin kroppsstorlek eftersom en mindre kroppsstorlek kräver mindre energirik mat (Powell & King, 1997; Zalewski & Bartoszewicz, 2012). Minken är således en främmande art som snabbt kan ändra sin fenotyp i nya miljöer och har en stor variation och anpassningsförmåga i val av föda (Zalewski & Bartoszewicz, 2012). Detta ökar även risken för att minken blir invasiv och för med sig negativa ekologiska

effekter för andra arter, samt försvårar en effektiv förvaltning av arten då dess beteende blir mindre förutsägbart (Zalewski & Bartoszewicz, 2012).

Minken benämns som en invasiv art i ett flertal artiklar eftersom den sprider sig snabbt, är väldigt anpassningsbar, samt konkurrerar ut och hotar ett flertal inhemska arter (Macdonald *et al.*, 2002; Zalewski *et al.*, 2010; Porteus *et al.*, 2012; Santulli *et al.*, 2014). Trots detta finns minken inte med i EU:s lista över invasiva arter med EU-förbud enligt Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 1143/2014 av den 22 oktober 2014 om förebyggande och hantering av introduktion och spridning av invasiva främmande arter ¹.

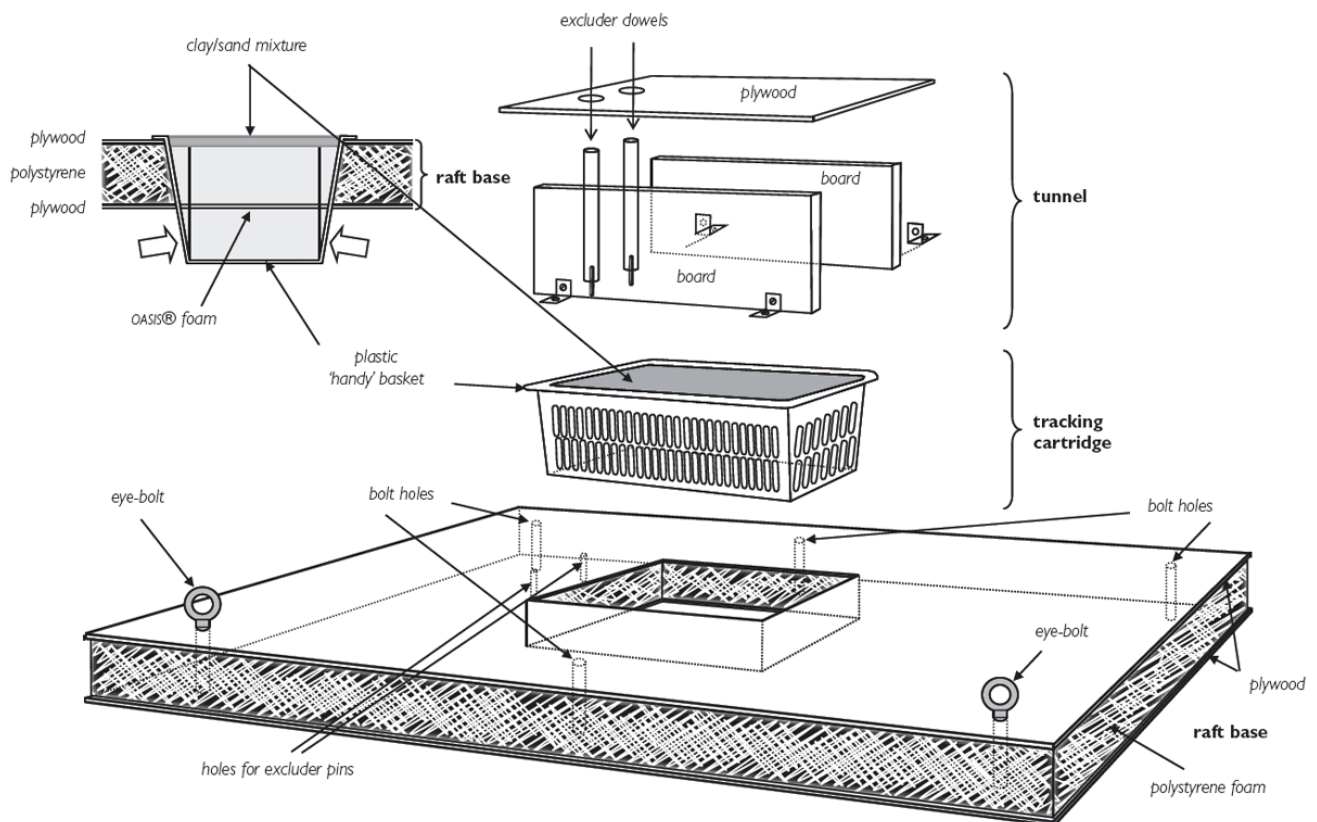
1.3 Olika fångstredskap och minkflotten

På grund av minkens invasiva egenskaper och hotet den utgör mot vissa inhemska arter har flera förvaltningsprojekt genomförts för att minska artens utbredning (Reynolds *et al.*, 2004 ; Reynolds *et al.*, 2010; Bryce *et al.*, 2011; Porteus *et al.*, 2012; Roy & Robertson, 2017) . Förvaltning av en art kan innebära att populationsstorleken kontrolleras så att den hålls på en viss nivå, eller att arten utrotas helt inom ett visst område (Zuberogoitia *et al.*, 2006) . Vid kontroll av en art kan olika fångstredskap användas. Det finns en stor variation av fällor som dödar djur, till exempel slagfällor eller självuppladdande dödande fångstredskap (Carter *et al.*, 2016; Roy & Robertson, 2017). Självuppladdande fällor (GoodNature self resetting traps) behöver till skillnad från till exempel slagfällor inte vittjas när ett djur har avlidit innan ett nytt djur kan dödas (Carter *et al.*, 2016; Roy & Robertson, 2017). GoodNature triggas genom att djuret sticker upp sitt huvud genom öppningen på fällan varpå en tryckluftsdreven järnbult skjuts ut och förorsakar en omedelbar död (Peters *et al.*, 2014). Ett alternativ till dödande fällor är levandefångstfällor som finns i olika modeller och storlekar. Den vanligaste modellen utgörs av en gallerbur med en lucka som slår igen när djuret gått in i fällan för att ta lockbetet (Reynolds *et al.*, 2004; Roy *et al.*, 2006). Därefter kan djuret flyttas levande och släppas ut på en annan plats eller avlivas av en människa (Reynolds *et al.*, 2004; Roy *et al.*, 2006). Enligt 20 § Naturvårdsverkets föreskrifter och Allmänna råd (NFS 2002:18) om jakt och statens vilt, får minken avlivas med ett luftgevär med en minsta kaliber av 5,5 mm (0,22). En levandefångstfälla som används för mink måste kontrolleras minst två gånger per dag, morgon och kväll, enligt 27 § (NFS 2002:18).

Det finns olika sätt att detektera minkens närvaro på. Tidigare har ofta rapportering från markägare, förvaltare och viltvårdare eller fältstudier genom inventering av spillning och fotspår på marken använts (Reynolds *et al.*, 2004). Numera har den så kallade minkflotten (The GCT mink raft) används för att detektera och fånga in minken i ett flertal kontrollprogram (Reynolds *et al.*, 2004 ; Reynolds *et al.*, 2010; Bryce *et al.*, 2011; Porteus *et al.*, 2012; Roy & Robertson, 2017). Minkflotten är byggd av ett trämaterial som håller den flytande på vatten, därmed kan den placeras ut i de vattendrag minken troligen befinner sig (Reynolds *et al.*, 2004). Flotten är byggd med ett rektangulärt hål i mitten där en låda fylld med lera och sand kan sänkas ner (Fig. 1), ovanpå denna placeras en tunnel som minken kan

¹ EUT L 317, 4.11.2014, s. 35–55, Celex 32014R1143.

gå rakt igenom (Reynolds *et al.*, 2004). Fotsår eller spillning kan då detekteras i sanden, varefter vanligtvis en levandefångstfälla placeras ut i tunneln (Reynolds *et al.*, 2004 ; Reynolds *et al.*, 2010; Bryce *et al.*, 2011; Porteus *et al.*, 2012; Roy & Robertson, 2017). Tunneln har flera funktioner, den skyddar sanden från regn och en fälla kan dessutom gömmas i den. Tunneln ökar även chansen för att minken beträder sanden eller fällan genom att utnyttja minkens naturliga motivation att undersöka och ta skydd i trånga utrymmen (Short & Reynolds, 2001; Reynolds *et al.*, 2004). På båda öppningarna till tunneln kan dessutom fysiska barriärer monteras som minskar risken att djur beträder fällan som är större än minken (Short & Reynolds, 2001; Reynolds *et al.*, 2004).



Figur 1. En ritning av minkflotten (The GCT mink raft). En låda med sand kan sänkas ner i det rektangulära hålet i basen, därefter placeras en tunnel ovanpå sandlådan. Efter att minkspår detekteras i sanden placeras en fälla i tunneln. <https://www.gwct.org.uk/advisory/guides/mink-raft-guidelines/building/>

1.4 Samarbete för en storskalig förvaltning

Framgångsrik utrotning av invasiva arter har oftast varit begränsat till öar medan förvaltningsprojekt på fastlandet varit småskaliga, bristfälligt samordnade och sårbara för återinvandring av minken från intilliggande områden (Bryce *et al.*, 2011). Ett projekt på fastlandet i nordöstra Skottland var storskaligt och minken utrotades inom området på några år (Bryce *et al.*, 2011). Detta var enligt studiens författare främst ett resultat av ett samarbete mellan volontärer från flera olika branscher. Volontärerna utgjordes av naturvårdare och

personer som arbetade med bevarande av den biologiska mångfalden, lokala invånare, markchefer, skogsvaktare och fiskare. Ett samarbete med jägare under förvaltningsprojekt är också viktigt då deras deltagande underlättar övervakningen av mink och minskar risken för återinvandring eller spridning av mink, särskilt i utkanten av de områden som ingår i projekten (Stien & Hausner, 2018).

2. Syfte och frågeställningar

Syftet med denna litteraturstudie är att undersöka minkens ekologiska påverkan på andra arter och hur den kan minimeras samt hur kontrollen av minkpopulationer kan förbättras genom olika infångningsmetoder och förvaltningsstrategier. Målet med studien är att samla lättillgänglig information som kan användas både av myndigheter, företag, minkfarmare, jägare och privatpersoner för att skydda artrikedomen genom en resurseffektiv förvaltning av mink. Informationen kan då främja ett samarbete mellan alla dessa aktörer.

Frågeställningarna för att uppnå syftet är:

1. Vad har minken för ekologisk påverkan på andra arter?
2. Finns det sätt att minska minkens hot mot andra arter förutom att kontrollera minkens populationsstorlek?
3. Vad finns det för olika metoder att detektera och fånga minken på och vilka är mest fördelaktiga?
4. Vilka strategier vid planering av förvaltning bidrar till en resurseffektiv kontroll av mink?

3. Metod

Det här arbetet var en litteraturstudie. De sökmotorer som främst användes var Google Scholar och Web of Science. Till och början med användes sökord som mink, neovision vision, ecology, impact, invasive, management och control. Vissa sökord skrevs med ändelsen * för att de skulle kunna förekomma i olika böjningar till exempel bird*. Först filterades artiklar på årtal för att erhålla de nyaste studierna, därefter på relevans. Därefter smalnades sökningen av till mer konkreta sökord som mink, bird, otter, wolverine, european mink och crayfish efter att mer litteratur lästs och kunskap erhållits om vilka djur minken påverkar negativt. Till de två sista frågeställningarna användes sökord som mink, raft, goodnature, self resetting traps, management och strategies. Ett stort antal artiklar hittades även genom andra artiklars referenslistor. Från början valdes 85 artiklar ut baserat på titel och slutligen användes 57 artiklar i arbetet baserat på abstract. De som valdes bort ansågs irrelevanta för frågeställningarna eller tillförde inte någon nödvändig information utöver vad de redan valda artiklarna innehöll. Litteraturstudien kompletterades även med en telefonintervju av Fredrik Dahl från Svenska Jägarförbundet.

4. Resultat

4.1. Ekologisk påverkan på andra arter

4.1.1. Grodor och sjöfåglar

Slutsatser om minkens påverkan på andra arter har kunnat dras genom att studera huruvida vissa arter ökar i populationsstorlek eller återhämtar sig i de områden där en lyckad utrotning av mink har skett. Vissa studier jämför ett område där minken har utrotats med ett kontrollområde där inte någon förvaltning av mink har skett. I Skärgårdens nationalpark utanför sydvästra Finland fanns det 2,7 gånger fler grodor (*Rana temporaria*) år 2007 i de områden där en förvaltning skett för att minska minkens populationsstorlek, jämfört med kontrollområdet (Salo *et al.*, 2010). I en studie utförd i samma lokala område ökade populationstätheten av könsmogna individer inom flera fågelarter i områden där minken utrotats, jämfört med kontrollområden (Nordström *et al.*, 2003). De sjöfåglar som ökade signifikant i populationstäthet var bland annat större strandpipare (*Charadrius hiaticula*), silvertärna (*Stercorarius parasiticus*), och kustlabbe (*Stercorarius parasiticus*). Dessutom återvände två utdöda arter, tordmule (*Alca torda*) och tobisgrissla (*Cephus grylle*). Även fiskmå (*Larus canus*) verkade öka, medan havstrut (*Larus marinus*) och strandkata (*Haematopus ostralegus*) var helt opåverkade av minkens frånvaro. Att dessa arter inte påverkades kan enligt Nordström *et al.* (2003) bero på att de är för stora för att minken ska kunna angripa dem eller på att de lägger ägg tidigt. Minken föder sina ungar mellan maj och juni enligt författarna. De fåglar som påverkas mest av minkens frånvaro lägger ägg i juni, samtidigt som minkens ungar växer upp och artens näringsbehov ökar (Moors, 1980; Powell & King, 1997; Nordström *et al.*, 2003). Utifrån studien av Nordström *et al.* (2003) konkluderade författarna att en utrotning av mink är möjlig även på stora skärgårdsområden, och att minkens frånvaro ökar populationstätheten av flera fågelarter. Detta överensstämmer även med en studie i Nordöstra Polen där minkens populationstäthet minskat efter ett kontrollprogram (Niemczynowicz *et al.*, 2017). Förvaltningen av mink i studien ledde till fler oskadda fågelbon och förbättrad häckningsförmåga hos tre arter inom ordningen vadarfåglar.

Många djur anpassar sig till närvaron av invasiva arter genom att ändra sitt beteende, vilket skäggdoppingar (*Podiceps cristatus*) och sothöner (*Fulica atra*) gjort kring de Masuriska sjöarna i Polen (Brzeziński *et al.*, 2012). Dessa fåglar har sedan den första ferala minken detekterades 1984 börjat häcka mer i bebyggda områden längs stränderna. Detta har varit positivt korrelerat med deras reproduktionsframgång, eftersom de då kunnat undkomma minken (Brzeziński *et al.*, 2012). Genom att förse infångade minkar med radiosändare kunde samma studie bekräfta att minkar undviker sjöbanker nära människan. För övrigt förstörde minken fler artificiella bon under studiens gång än andra rovdjur. Deras närvaro har dessutom resulterat i att antalet sothöns minskat med tjugo gånger från 1984 till 2003 (Brzeziński *et al.*, 2012). Således var en anpassning i val av häckningsområde nödvändigt för dessa fågelarters överlevnad under minkens invasion (Brzeziński *et al.*, 2012).

4.1.2. Flodillern och vattensorken

Den amerikanska minken och flodillern (*Mustela lutreola*) är båda territoriella djur som använder liknande habitat och konkurrerar om resurser i fråga om bland annat byten (Sidorovich *et al.*, 2010). Minken riskerar däremot att konkurrera ut flodillern eftersom den kan bli upp till 40% större och har en större fenotypisk plasticitet (Sidorovich *et al.*, 1999). Flodillern är rödlistad av IUCN som kritiskt hotad (Maran *et al.*, 2016) och det är därför väsentligt att veta hur minken och flodillern interagerar med varandra. Enligt en studie utförd i Spanien ökar risken för att flodillern utrotas i de områden som koloniserats av minken, samtidigt som flodillern har en liten chans att kolonisera de områden som redan har en livskraftig minkpopulation (Santulli *et al.*, 2014). Därtill tenderade minken att söka sig till områden bebodda av flodillern, således riskerar minken att konkurrera ut den hotade flodillern (Santulli *et al.*, 2014). Flodillern är smalare i sitt val av habitat än minken och föredrar icke förorenade vattendrag, hög biomassa av fisk, tät vegetation och frånvaro av människan (Lodé *et al.*, 2001; Zabala-Albizua *et al.*, 2006). Avsaknad av dessa miljöer anses vara största anledningen till att flodillern har blivit kritiskt hotad (Lodé *et al.*, 2001; Zabala-Albizua *et al.*, 2006). Dessa miljöer är även attraktiva för minken som därför söker sig till områden som redan koloniserats av flodillern (Santulli *et al.*, 2014). Minken konkurrerar inte bara ut flodillern genom att använda samma resurser utan även genom aggression och dödande (Pödra *et al.*, 2013). Under minkens invasion i Vitryssland ökade flodillerns storlek, vilket kan bero på att en mindre storlek ökade risken för att bli dödad av minken (Sidorovich *et al.*, 1999).

En av de arter som hotats mest av minkens spridning är vattensorken (*Arvicola amphibius*) som varit starkt hotad av dess närvaro i Storbritannien (Carter & Bright, 2003; Bonesi *et al.*, 2007; Bryce *et al.*, 2011). Vattensorken har även minskat inom vissa habitat i Vitryssland på grund av minkens hårda predation (Macdonald *et al.*, 2002). I samma studie observerades även att minken livnärde sig mer på däggdjur och vattensorkar än flodillern.

4.2. Olika sätt att minimera minkens ekologiska effekter

4.2.1 Bevarande av habitat

Kontroll eller utrotning av minkpopulationer har använts för att kunna skydda arter som vattensorken (*Arvicola amphibius*) (Bryce *et al.*, 2011), men det finns även en möjlighet att skydda de inhemska arterna från minken genom att bevara särskilda habitat. Vattensorken minskade drastiskt i Storbritannien och en bidragande faktor var fragmentering av de habitat som fungerade som skydd åt arten (Carter & Bright, 2003). Vassbäddar och ökat avstånd till stora vattendrag minskar risken att vattensorkar faller offer för minken (Carter & Bright, 2003). Därför fokuserar bevarandeprojekt av vattensorken i England och Wales numera även på att skydda de habitaterna (Carter & Bright, 2003). Även i Vitryssland har vattensorken sedan minkens invasion flyttat till små stilla vattendrag, medan minken varit fortsatt aktiv i större vattendrag (Macdonald *et al.*, 2002). Bevarande av särskilda habitat kan således minska minkens negativa påverkan på populationer av vattensorken (Macdonald *et al.*, 2002).

I den tidigare nämnda studien av Salo *et al.* (2010) minskade populationstätheten av grodor (*Rana temporaria*) vid närvaro av mink som mest på öar med mindre vegetation. Buskar och sly verkar således skydda grodorna från minken, vilket stödjer att förvaltning av särskilda habitat är en möjlighet vid bevarande av hotade arter (Salo *et al.*, 2010). Däremot observerades en motsatt trend inom de områden där kontrollprogram avlägsnat minken. Inom dessa områden minskade populationstätheten av grodor istället på öar med tätare vegetation, vilket kan bero på att andra predatorer som ormar ökat i antal efter att minken utrotats (Salo *et al.*, 2010) Detta samband är däremot inte bekräftat ännu enligt studiens författare.

Niemczynowicz *et al.* (2017) observerade att lägre vattennivåer resulterade i fler förstörda fågelbon under senare delen av vadares häckningssäsong i Polen. Detta kan enligt författarna bero på att bon blir mer lättåtkomliga för rovdjur som mink. Således kan en högre populationstäthet av mink tillsammans med lägre vattennivåer bidra till en försämrad reproduktiv framgång hos vadare (Niemczynowicz *et al.*, 2017). Under de senaste 60 åren har dessutom floder av smältvatten kommit tidigare på våren samtidigt som flodvolymen minskat på grund av klimatförändringar (Ignar *et al.*, 2011). Detta ökar indirekt predationstrycket på vadarnas bon, eftersom de lägre vattennivåerna under senare delen av häckningsperioden sammanfaller med när minken föder sina ungar (Nordström *et al.*, 2003; Niemczynowicz *et al.*, 2017). Under den delen av året har minken ett större näringsbehov (Moors, 1980; Powell & King, 1997; Nordström *et al.*, 2003).

4.2.2. Invasiva bytesdjur som kan påverka minkens spridning

Populationstätheten av minkens primära bytesdjur kan påverka dess spridning, en övervakning av bytesdjuren kan således förbättra planeringen vid förvaltning av mink (Rodrigues *et al.*, 2014; Wolff *et al.*, 2015). En förvaltning av vissa bytesdjur kan även användas för att öka kontrollen av minken. I vissa fall är dessa bytesdjur med fördel invasiva (Melero *et al.*, 2014). I en studie i Illinois (Wolff *et al.*, 2015) påvisades att minken väljer sitt habitat utifrån populationstätheten av inhemska kräftor (*Orconectes*, *Procambarus*, *Cambarus*) under sommaren. Detta berodde på att kräftor utgjorde en särskilt stor del av minkens diet under den delen av året (Wolff *et al.*, 2015). Minken valde dessutom habitat utifrån närvaron av kräftor istället för miljöer som skulle kunna indikera på kräftors närvaro, vilket enligt författarna är en bra anpassning i miljöer som manipulerats av människan, till exempel vattenkanaler. Fokuset bör således ligga på att övervaka populationstätheten av kräftor för att förutsäga var minken sprider sig (Wolff *et al.*, 2015). Minkpopulationer ökade kraftigt på bara två år i nordvästra Portugal och det kan bero på att invasiva kräftor (*Procambarus clarkii*) nyligen etablerat sig i det området (Rodrigues *et al.*, 2014). Även Rodrigues *et al.* (2014) menar att kräftor är en viktig födokälla för minken och därför kan underlätta spridningen av arten. Melero *et al.* (2014) kunde påvisa en positiv korrelation mellan andelen invasiva kräftor i födan och minkens populationstäthet. De kunde dessutom genom en modell beräkna att minken blir mer motståndskraftig mot kontroll och utrotning vid tillgång på dessa kräftor. Detta medför att kostnaden och tiden det tar att minska minkens populationsstorlek troligen ökar vid tillgång på en invasiv art, i detta fall olika kräftarter, som födokälla (Melero *et al.*, 2014).

Det är i dagens läge svårt och ofta praktiskt omöjligt att utrota de invasiva kräftarterna då de har en hög anpassningsförmåga och sprider sig snabbt (Gherardi *et al.*, 2011; Moorhouse *et al.*, 2014). Däremot kan kontroll och avlägsnande av kräftor bidra till en ökad biologisk mångfald även om populationen inte utrotas i området (Moorhouse *et al.*, 2014). En förvaltning av invasiva kräftarter kan således underlätta kontrollen av mink och främja den biologiska mångfalden. I de fall där kontroll av invasiva kräftarter inte är möjligt kan förvaltningen istället fokuseras på att minska minkens antal i de områden där kräftan inte är närvarande eftersom det troligen kräver mindre resurser (Melero *et al.*, 2014). Förvaltningen av mink kan även fokuseras på att hindra minkens spridning till områden där kräftor finns i riklig mängd (Melero *et al.*, 2014).

4.2.3. Återinförande av konkurrerande arter

Det finns en möjlighet att andra mer dominanta arter som konkurrerar om samma resurser som minken kan hindra dess spridning. Både minken och uttern (*Lutra lutra*) är strandlevande djur med överlappande habitat och morfologiska likheter (Bonesi & Macdonald, 2004). De har dessutom en överlappande födonisk, även om minken är mer varierande i sitt födoval medan uttern är mer specialiserad på vattenlevande djur (Bonesi & Macdonald, 2004). Detta menar författarna medför att arterna kan konkurrera med varandra. När minken påbörjade sin invasion i Portugal skedde först en fördröjning av minkens expansion, vilket kan bero på den dåvarande livskraftiga utterpopulationen i det lokala området (Rodrigues *et al.*, 2014). Under 1900-talet i Sverige ledde dessutom en hög populationstäthet av utter till en låg populationstäthet av mink inom vissa områden (Erlinge, 1972). Ett återinförande av uttern i Övre Themsen i England resulterade i en signifikant minskad populationstäthet av mink jämfört med i studiens kontrollområde (Bonesi and Macdonald, 2004). Samma trend observerades även i nordöstra England (McDonald *et al.*, 2007). Således är det möjligt att återinförande av den dominanta inhemska uttern kan leda till en minskning av mink och minimera dess negativa påverkan på inhemska arter (Bonesi & Macdonald, 2004; McDonald *et al.*, 2007).

Däremot kan uttern och minken samexistera i vissa fall eftersom minken har en bredare födonisk än uttern (Bonesi & Macdonald, 2004). I studien av Bonesi & Macdonald (2004) kunde minken och uttern samexistera under en längre tid i områden rika på landlevande djur, eftersom minken livnär sig i större utsträckning på de djuren. Författarna anser att dessa resultat bör användas vid förvaltning av mink. Förslagsvis ska kontrollen av mink utföras på områden där både mink och utter finns och tillgången på landlevande djur är föga. I dessa områden kan kontrollåtgärder bli mer framgångsrika eftersom de tillsammans med den dominanta uttern ger en additiv effekt som minskar minkens populationstäthet (Bonesi & Macdonald, 2004).

4.3. Olika metoder för detektering och infångning

4.3.1. Olika metoder för detektering av minkens närvaro

Det finns olika sätt att detektera minkens närvaro på till exempel infångande i fällor eller fältstudier genom inventering av spillning och fotspår på marken (Reynolds *et al.*, 2004). Däremot är det problematiska vid inventering av mink bland annat osäkerheten vid detektering, vilket försvårar uppskattningen av populationsstorleken för att veta om utrotningen har varit lyckad (Zuberogoitia *et al.*, 2006). Detta bekräftas i studien av Zuberogoitia *et al.* (2006) där inte något signifikant samband fanns mellan detektion av mink genom fältobservationer och fångst av minkar i levandefångstfällor. Detta kunde enligt författarna bero på att särskilt honorna uppehöll sig kring mindre vattendrag där vegetationen var väldigt tät. Det uppkom därför svårigheter i att se spillning och fotspår, därför detekterades flera minkar inte. Dessutom sattes inte fällor ut på dessa svåråtkomliga ställen, vilket också kan ha givit en underskattning av antal befintliga minkar (Zuberogoitia *et al.*, 2006).

På grund av den ovannämnda osäkerhet som kan uppkomma vid detektering och infångning av mink utvecklade Reynolds *et al.* (2004) en ny metod, den så kallade minkflotten (The GCT mink raft). Minkflotten är byggd så att den kan hålla sig flytande på vatten, samtidigt som tanken är att fotspår lättare ska kunna detekteras på den än under fältstudier (Reynolds *et al.*, 2004). Fällor placeras inte ut förrän spår av mink har detekterats på minkflotten, vilket enligt flera studier har resulterat i en effektiv detektering och infångning av mink (Reynolds *et al.*, 2004; Reynolds *et al.*, 2010; Bryce *et al.*, 2011; Porteus *et al.*, 2012; Roy & Robertson, 2017). Minkflotten detekterade således mink på signifikant fler platser (55%) än markägare och förvaltare som förlitade sig på fältobservationer och fällor (19%) eller biologiska fältstudieobservationer (33%) (Reynolds *et al.*, 2004). Minkflotten är därför fördelaktig jämfört med konventionella metoder som innebär att fällor placeras ut direkt trots en osäkerhet i huruvida minken befinner sig inom området eller inte (Reynolds *et al.*, 2004).

Enligt Reynolds *et al.* (2004) kostar minkflotten mer än konventionell utsättning av fällor från början vad gäller byggandet av den, men denna kostnad är marginell och av liten betydelse. Vid genomförande av förvaltningsprojekt utgörs den största kostnaden av logistik och den arbetskraft som placerar ut och kontrollerar fällorna (Reynolds *et al.*, 2004; Porteus *et al.*, 2012; Roy & Robertson, 2017). I slutändan är det därför lättare att spara ekonomiska resurser vid användande av minkflotten eftersom fällor inte sätts ut eller behöver kontrolleras på de flottor där spår inte har detekterats (Reynolds *et al.*, 2004; Bryce *et al.*, 2011; Porteus *et al.*, 2012; Roy & Robertson, 2017). Minkflotten blir dessutom särskilt fördelaktig och kostnadseffektiv i slutet av förvaltningsprojekten när populationstätheten av mink har minskat och det fåtal som är kvar blir svårare att detektera genom spillning och fotspår på marken (Reynolds *et al.*, 2004).

4.3.2. Användande av hundar för att lokalisera minkhål

Under vissa delar av året uppstår svårigheter vid detektering och infångande av mink även om minkflottar används. Enligt en studie utförd på de Yttre hybriderna utanför Skottland varierade infångningsgraden av mink under året, flest minkar fångades in under hösten, mellan juli och november, när de juvenila djuren lämnar honan och under våren mellan februari och april då det är parningsperiod (Moore *et al.*, 2003). Både han och honminkar var särskilt svårfångade mellan maj och juni när honorna föder ungar och inte lämnar sina hål (Moore *et al.*, 2003). Användning av hundar för att lokalisera minkarnas hål under denna del av året har visat sig vara framgångsrikt, varefter särskilt många fällor placeras ut i nära anslutning till hålorngångar (Moore *et al.*, 2003; Roy *et al.*, 2006; Roy & Robertson, 2017).

4.3.3. Användande av olika lockbeten

Det finns ett behov av att testa vilka lockbeten som ökar sannolikheten för infångande av mink. Därtill säljes så många olika kommersiella lockbeten på den Nordamerikanska marknaden att det blir omöjligt att testa dem alla i en studie (Reynolds *et al.*, 2004). I studien av Reynolds *et al.* (2004) testades den enligt leverantörerna mest använda doften, Russ Carman's 'Three Rivers' lure, vars innehåll däremot inte är publicerad. Enligt studien fanns däremot inte någon signifikant skillnad i om minken beträdde flottar mer eller mindre vid användande av den kommersiella doften. I vissa fall används även andra icke kommersiella lockbeten som fisk eller fiskolja, ägg och pellets baserade på lax (Moore *et al.*, 2003). I en studie av Davis *et al.* (2012) fångades fler minkar in med färsk fisk än med konserverad fisk.

Doftmarkering är det mest väsentliga sättet att kommunicera på inom de flesta mårddjursarter (Hutchings & White, 2001). Under en förstudie testades om doftkörtelextrakt från hanmink eller fisk var det bästa lockbetet i levandefångstfällor, vilket resulterade i att 50 % fler minkar fångades in med doftkörtelextrakt som lockbete (Moore *et al.*, 2003). Även i en större studie med levandefångstfällor var antal infångade minkar signifikant högre för båda könen med doftkörtelextrakt än med fisk som lockbete (Roy *et al.*, 2006). Med avseende på denna studie användes därför doftkörtelextrakt som lockbete på minkflottar under ett flertal andra förvaltningsprojekt med gott resultat (Roy & Robertson, 2017).

4.3.4. Metoder för att minimera bifångster

En viktig del vid infångande av mink är att minimera risken för bifångster, det vill säga att andra arter som inte är tänkta att utrotas eller inventeras beträder fällan. Detta är viktigt både utifrån bevarande av andra arter och av etiska skäl (Short & Reynolds, 2001). Vid utveckling av minkflotten placerades en tunnel ovanpå sandlådan för minska bifångsten av andra arter än mink (Reynolds *et al.*, 2004). På båda öppningarna till tunneln kunde fysiska barriärer monteras som minskar risken att djur beträder fällan som är större än minken (Short & Reynolds, 2001; Reynolds *et al.*, 2004). De fysiska barriärerna kan därmed byggas så att de blockerar större arter som grå ekorre (*Sciurus carolinensis*) och skulle därför enligt Short & Reynolds (2001) även minska bifångsten av arter som ofta är skyddade som igelkott (*Erinaceus europaeus*), vildkatt (*Felis silvestris*), och utter (*Lutra lutra*). Reynolds *et al.*

(2004) menar däremot att det kan vara svårt att hindra flodillern (*Mustela lutreola*) från att gå in i tunneln då den och minken har ungefär samma storlek. Det är dessutom svårt att skilja minkens och flodillerns fotspår från varandra, vilket är till nackdel i länder där flodillern är skyddad (Reynolds *et al.*, 2004). Det enda sättet att undvika att flodillern avlivas vore därför att använda sig av levandefångstfällor enligt författarna. Levandefångstfällor är dock ganska kostsamma då de måste kontrolleras frekvent för att djuren inte ska orsakas lidande innan det avlivas av människan (Reynolds *et al.*, 2004).

Fysiska barriärer på fällor kan utformas på olika sätt. I en studie utförd i Cape Horn av Davis *et al.* (2012) fångades enbart minkar när barriären runt den dödliga fällan bestod av en låda där alla sidor var täckta och ena kortsidan endast hade ett hål på 6cm i diameter. I studien testades även en låda där ena kortsidan var öppen, men detta resulterade i flera bifångster varav flera fågelarter och en katt (*Felis catus*).

4.3.5. Nya icke beprövade fångstredskap

Vid kontroll av minkpopulationer utgörs den största kostnaden av logistik och den arbetskraft som placerar ut och kontrollerar fällorna (Reynolds *et al.*, 2004; Porteus *et al.*, 2012; Roy & Robertson, 2017). Kostnaden vid kontroll av levandefångstfällor kan möjligtvis minskas genom nya innovativa metoder och typer av fångstredskap (Roy & Robertson, 2017). Levandefångstfällor skulle kunna utrustas med larm, som sänder en signal till mobilen när fällan har aktiverats (Roy & Robertson, 2017). I nuläget har däremot dessa system sina begränsningar genom inköpskostnader och att signalen riskerar att inte mottas vid dålig täckning, vilket kan utsätta djuret för lidande om fällan inte kontrolleras (Roy & Robertson, 2017). Det positiva är att inköpskostnaden kan vägas upp genom minskad arbetskraft om systemet fungerar bra, särskilt när antalet minkar som aktiverar fällorna förväntas vara låg på grund av en låg populationstäthet, och dagliga kontroller av fällorna därför inte är lönsamt (Roy & Robertson, 2017).

Självuppladdande dödande fångstredskap (GoodNature self resetting traps) kan om risken för bifångst är liten effektivisera infångandet av mink i form av minskad arbetskraft eftersom redskapet inte behöver vittjas innan ny fångst sker och därmed kan döda flera djur i en följd (Carter *et al.*, 2016; Roy & Robertson, 2017). Dessa fällor behöver till skillnad från andra dödande fällor och levandefångstfällor endast kontrolleras periodvis, vilket gör att de kan placeras ut på större arealer och på svårtillgängliga platser som öar utan att det blir kostsamt i form av transport, tid och arbetskraft (Carter *et al.*, 2016; Roy & Robertson, 2017).

Nackdelen med dessa fällor är däremot att de kan riskera att döda andra hotade arter, såvida de inte anpassas för att minska bifångsten till exempel genom barriärer eller placering (Short & Reynolds, 2001). I ett pågående förvaltningsprojekt av mink i Sverige ska ett självuppladdande fångstredskap (GoodNature – mink) utvärderas gällande risk för bifångster och enkla lösningar för att minimera bifångst (Jägareförbundet, 2018). För övrigt är GoodNature – mink godkänd av SVA (Statens veterinärmedicinska anstalt) med avseende på funktion och att djuret avlivas utan lidande (F. Dahl, Svenska Jägareförbundet och Sveriges Lantbruksuniversitet, inst. f. Ekologi, Uppsala., personligt meddelande, 23 maj 2019). En

annan nackdel är att det kan uppstå svårigheter i att kontrollera antal dödade djur eftersom djuren som dödas släpps ner från fällan innan nya djur beträder den. Dessa döda djur kan då hinna bli uppätta innan fällan kontrolleras (Carter *et al.*, 2016). Lyckligtvis kan detta åtgärdas genom att köpa en elektronisk räknare till GoodNature (Carter *et al.* 2016).

4.4. Olika strategier vid planering av förvaltning

4.4.1 Förhindra återkolonisering

Fullständig utrotning av invasiva arter som minken har oftast varit begränsat till öar eftersom förvaltningsprojekt på fastlandet varit sårbara för återinvandring av arten från intilliggande områden (Bryce *et al.*, 2011). Enligt en studie utförd i norra Spanien av Zuberogoitia *et al.* (2006) blir förvaltningsprojekten ineffektiva om fällor endast placeras ut i huvudströmmar och inte även där små vattendrag ansluter sig till de större, eftersom en återinvandring av mink lätt sker då. Delar av minkpopulationen kan dessutom befinna sig bortom floderna på land, åtgärder måste därför vidtas för att förhindra att floderna snabbt återkoloniserar igen (Zuberogoitia *et al.*, 2006). Det kan vara särskilt effektivt att placera ut fällorna under hösten mellan juli och november för att förhindra att honorna och juvenilerna emigrerar till områden där minken är på väg att utrotas (Bonesi *et al.*, 2007; Craik, 2008). Juvenila djur är dessutom ofta lättare att fånga in än vuxna djur och eftersom minkar är kortlivade kan troligen en utrotning på mindre och isolerade populationer uppnås genom att döda ett stort antal unga djur (Velando *et al.*, 2017).

4.4.2. Prioritering av områden med hotade arter

Vid brist på resurser, eller där utrotning av minken på större områden verkar utsiktslösa bör fokus ligga i att först utrota minkpopulationen i de områden där friska potentiellt överlevande populationer av hotade arter som till exempel flodillern (*Mustela lutreola*) fortfarande finns (Zuberogoitia *et al.*, 2006). Minken har setts döda utsläppta flodillrar under ett experiment i Spanien, vilket tyder på att ett återinförande av flodillern är svårt såvida inte minken utrotas helt (Pödra *et al.*, 2013). Studien påvisade även att endast ett fåtal minkar krävs för att befintliga flodillrar ska bli dödade. Det krävs därför först en effektiv utrotning av mink i områden där den existerar tillsammans med flodillern (Santulli *et al.*, 2014). Därefter kan förvaltningsprojektet för att minska antalet minkar utökas till kringliggande områden, främst utkanterna av minkpopulationerna för att förhindra spridning till områden där hotade inhemska arter finns (Zuberogoitia *et al.*, 2006; Melero *et al.*, 2010). Slutligen kan periodiska infångningsscheman planeras för mink i de områden där populationstätheten är högst (Zuberogoitia *et al.*, 2006).

4.4.3. Användande av genotypning och landskapets barriärer

Genotypning av minkar från olika populationer kan användas för att förstå vilka typer av landskap som fungerar som barriärer och minskar genflödet mellan populationer (Fraser *et al.*, 2013). Detta kan användas för att planera vilka områden kontrollåtgärder mot mink ska fokuseras på först (Fraser *et al.*, 2013). I en studie av (Fraser *et al.*, 2013) utförd i Skottland testades den genetiska variationen inom och mellan olika populationer av mink genom att analysera genetiska markörer (12 mikrosatellit loki). Det observerades att genflödet mellan

populationerna var mindre över berg och större över dalar. Bergen fungerade alltså som landskapsbarriärer mellan populationerna (Fraser *et al.*, 2013). Vissa populationer hade en större genetisk variation (heterozygoti) än andra populationer. Därför ska kontrollprogram fokusera på dalar för att förhindra att minkar emigrerar där och att genflödet ökar mellan populationerna (Fraser *et al.*, 2013). Samtidigt ska kontrollåtgärder prioritera populationer som avgränsas från närliggande populationer av berg eftersom den genetiska variationen är lägre inom dem enligt samma studie. En population med mindre genetisk variation är lättare att utrota eftersom den fortare blir inavlad med inavelsdepression som följd (Fraser *et al.*, 2013). Denna population blir således mindre anpassningsbar och konkurrenskraftig, vilket gör den mer sårbar för miljömässiga förändringar (Prevosti *et al.*, 1988; Pegueroles *et al.*, 1995; Huey *et al.*, 2005; Zalewski & Bartoszewicz, 2012).

I Frankrike och Spanien genotypades både vilda minkar från olika populationer och individer från pälsfarmar (Lecis *et al.*, 2008; Bifulchi *et al.*, 2010). Utifrån detta påvisades att minkarna härstammar från olika minkfarmar och att ett genetiskt utbyte mellan populationerna precis börjar uppstå, trots att de första vilda minkarna observerades 1970 i Frankrike (Lecis *et al.*, 2008; Bifulchi *et al.*, 2010). Det finns därför en möjlighet att hindra genflödet mellan populationerna innan ett genetiskt utbyte hinner ske och populationerna blir mer motståndskraftiga mot kontrollprogram (Lecis *et al.*, 2008; Bifulchi *et al.*, 2010).

4.4.4. Anpassningsbar förvaltningsstrategi

Ett flertal framgångsrika förvaltningsprojekt där minkpopulationerna hållits nere på en godtagbar nivå eller näst intill utrotats på några år, har gemensamt att de använt sig av en anpassningsbar förvaltningsstrategi som metod (Bryce *et al.*, 2011; Porteus *et al.*, 2012; Medina-Vogel *et al.*, 2015; Roy & Robertson, 2017). Detta är en förutsättning när kunskapen om den befintliga minkpopulationen är bristfällig, och information saknas om hur stora minkarnas hemområden är, hur långt och med vilken hastighet de sprider sig, och vilka habitat de föredrar (Bryce *et al.*, 2011). Det är därför nödvändigt att metoderna modifieras allt eftersom projektet fortsätter. Ett sådant tillvägagångssätt kan både öka antalet infångade minkar och spara resurser (Roy & Robertson, 2017). Något som ofta behöver testas fram under förvaltningsprojektets gång är till exempel avståndet mellan fällorna eller minkflottarna (Porteus *et al.*, 2012; Medina-Vogel *et al.*, 2015). Detta avstånd behöver anpassas till hur stora minkarnas hemområden är för att endast en och samma mink ska detekteras, vilket underlättar uppskattningen av populationsstorleken (Bryce *et al.*, 2011; Porteus *et al.*, 2012; Medina-Vogel *et al.*, 2015).

Det finns flera exempel på hur små förändringar under förvaltningsprojektets gång bidragit till en resurseffektivare infångning eller detektering av mink. Medina-Vogel *et al.* (2015) märkte till exempel att infångningsgraden av mink var som högst de första sex dagarna på en plats, medan färre minkar fångades in påföljande dagar samtidigt som kostnaderna ökade. Således drog de slutsatsen att fällorna efter att det gått mellan 6 och 12 dagar bör flyttas till en annan plats minst 1 km ifrån den föregående platsen för att ge den mest effektiva infångningen.

5. Diskussion

5.1 Diskussion av resultat

Syftet med denna litteraturstudie var att undersöka minkens ekologiska påverkan på andra arter och hur den kan minimeras. Dessutom undersöktes hur kontrollen av minkpopulationer kan förbättras genom olika infångningsmetoder och förvaltningsstrategier.

5.1.1. Ekologisk påverkan

Sammanfattningsvis är det tydligt att minkens närvaro förstör häckningen för ett flertal sjöfåglar som häckar mellan maj och juni och minskar populationstätheten av grodor, framförallt på öar (Nordström *et al.*, 2003; Salo *et al.*, 2010; Niemczynowicz *et al.*, 2017). Det finns även belegg för att minken har en negativ påverkan på fåglars reproduktiva framgång på fastlandet (Niemczynowicz *et al.*, 2017). Även om det främsta hotet mot flodillern anses vara avsaknad av dess habitat, kan närvaro av minken försämra dess överlevnad ytterligare (Pödra *et al.*, 2013; Santulli *et al.*, 2014). Bevarande av vissa habitat kan minska minkens negativa påverkan på hotade arter och det finns en potential för att förvaltning av invasiva kräftor och återinförande av den dominanta inhemska uttern kan hämma minkens spridning och populationstäthet (Bonesi & Macdonald, 2004; Melero *et al.*, 2014). Då minken har en stor fenotypisk plasticitet och kan ändra sitt födoval (Zalewski & Bartoszewicz, 2012), finns emellertid risken att förvaltning av bytesdjur som kräftor eller återinförande av uttern inte påverkar minkpopulationerna beroende på i vilket område projektet pågår. Däremot anser jag det ändå vara värt att testa denna typ av planering då flera studier tyder på att dessa arter påverkar minkens populationstäthet och spridning. Denna strategi är dessutom fördelaktig eftersom minken kontrolleras samtidigt som en tidigare hotad inhemska art återinförs och invasiva bytesdjur minskas. Att integrera förvaltningsprojekt för flera olika arter inklusive bevarande av särskilda habitat kan då öka den biologiska mångfalden genom en additiv effekt.

5.1.2. Olika infångningsmetoder

Utifrån denna litteraturstudies resultat verkar minkflotten vara den mest fördelaktiga detekterings och infångningsmetoden. Den är säkrast i detektering av mink och minskar dessutom kostnaden vid användande av levandefångstfällor eftersom fällorna då enbart behöver kontrolleras när spår har detekterats på flotten. Jag anser att levandefångstfällor är den mest etiska och effektiva fällan ur bevarandesynpunkt, eftersom risken att hotade arter avlivs av misstag är minst med dem (Moore *et al.*, 2003). Därför bör dödande fällor undvikas när det är möjligt., men det kan vara försvarbart att använda dödande fällor för att komma åt de skygga och svårfångade individerna i slutet av ett kontrollprojekt (Moore *et al.*, 2003). Konventionella dödande fällor är däremot generellt inte mer resurseffektivt än levandefångstfällor eftersom de måste vittjas efter varje fångst. Jag anser därför att självuppladdande dödande fällor (GoodNature) är mer aktuella i framtiden för att effektivisera kontrollen av mink, efter att olika sätt att minimera bifångster har prövats. Enligt F.Dahl (personligt meddelande, 23 maj 2019) har GoodNature hittills fungerat bra att använda under projektet FAMNA. Bifångster har minimerats genom att placera en tunnel runt fällan, och genom att öppningen på den självuppladdade fällan är 7cm i diameter, vilket

utestänger de flesta djur som är större än mink. Dessutom placeras fällorna bland vass och stenar vid vattendrag där andra djur som till exempel ekorrar inte vistas. Kameror kan sättas upp utanför fällorna alternativt köps GoodNature tillsammans med en elektronisk räknare. Därmed uppstår inte svårigheter i att kontrollera antalet dödade djur (Carter *et al.* 2016). Risken att fällor utsatta med larm inte kontrolleras är inte stor eftersom meddelande skickas till mobil dagligen oavsett om fällan aktiverats eller inte, varvid en kontroll utförs om meddelanden uteblir (F. Dahl, personligt meddelande, 23 maj 2019).

Således ser jag en möjlighet att använda GoodNature-fällor i framtiden när resultatet av minkprojektet FAMNA har publicerats och fångredskapet har godkänds för användande i Sverige utöver i projektet FAMNA. GoodNature kan då effektivisera infångandet av mink, kanske bättre än minkflotten åtminstone i Sverige. Det är däremot viktigt att ha i åtanke att en öppning på 6-7 cm må hjälpa mot bifångster av hotade arter i Sverige och Cape Horn (Davis *et al.* 2012), men riskerar att inte hjälpa i de länder där till exempel flodillern (*Mustela Lutreola*) finns (Reynolds *et al.*, 2004). Enligt F. Dahl (personligt meddelande, 23 maj 2019) fungerade minkflotten inte bra när den tidigare testades i Sverige, men orsaken är okänd. Enligt denna litteraturstudie har minkflotten fungerat bra både i Storbritannien och i flera länder inom Europa, dessutom kostar den mindre och är enkel att bygga (Reynolds *et al.*, 2004), varför jag fortfarande ser minkflotten som den mest fördelaktiga infångningsmetoden enligt litteraturen.

5.1.3. Doftkörtelextrakt och populationstäthet

Utifrån denna litteraturstudie attraherar doftkörtelextrakt som lockbete minkar bättre än färsk fisk (Moore *et al.*, 2003; Roy *et al.*, 2006; Roy & Robertson, 2017). Även i studier som utförts på andra mårddjur som tamiller (*Mustela putorius furo*) resulterade doftkörtelextrakt i infångande av fler djur än färsk mat gjorde (Spurr *et al.*, 2004). Doftextrakt från honiller fångade dessutom dubbelt så många djur som doftextrakt från haniller (Spurr *et al.*, 2004). I en studie på hermelin beträdde signifikant fler djur tunnlar för detektering av fotspår där extrakt från analkörtlar fanns än de tunnlar som var utan (Clapperton *et al.*, 1999). Det fanns däremot inte någon skillnad i antal infångade djur oavsett om doftextraktet kom från hon- eller handjur (Clapperton *et al.*, 1999). I studierna ovan om effekten på mink testades däremot bara doftkörtelextrakt från handjur (Moore *et al.*, 2003; Roy *et al.*, 2006). Således fungerar doftkörtelextrakt definitivt bra som lockbete, men det efterfrågas studier som testat doftkörtelextrakt från båda könen och utvärderar dess attraktion för mink.

Utifrån läst litteratur har jag insett att det behövs större kunskap om vilka konsekvenser en minskad populationstäthet av mink kan resultera i. Det finns en möjlighet att en minskad populationstäthet kan öka minkens attraktion till doftkörtelextrakt som lockbete. Det finns däremot lite information om hur rovdjursbeteenden påverkas när utrotningsprogram medför att populationstätheten minskar (Roy *et al.*, 2006). Det är möjligt att minkens territoriella beteenden kan minska när populationerna sjunker i densitet och blir fragmenterade, eftersom konkurrensen om resurser då minskar (Norbury *et al.*, 1998; Roy *et al.*, 2006). Den minskade territorialiteten och att sannolikheten att en mink möter en annan mink i gränsen av sitt hemområde minskar kan dessutom öka nyfikenheten på doftmarkeringar från andra minkar

yttre (Hutchings & White, 2001; Roy *et al.*, 2006). Det är således möjligt användning av doftkörtelextrakt vid detektering och infångning av mink precis som minkflotten blir mer kostnadseffektivt allt eftersom förvaltningsprojektet pågår (Reynolds *et al.*, 2004; Roy *et al.*, 2006).

En minskad populationstäthet kan skapa möjligheter men även oförutsedda konsekvenser som hämmar de positiva effekterna ett kontrollprogram kan resultera i. Som tidigare nämnts var populationstätheten av grodor (*Rana temporaria*) högre på öar med tätare vegetation vid närvaro av mink, samtidigt som en motsatt effekt sågs på öar där mink avlägsnats (Salo *et al.*, 2010). Dessutom var antalet grodor 14 gånger högre i områden där förvaltningsprogram av mink utfördes jämfört med kontrollområden år 1999, samtidigt som antal grodor bara var 2,7 gånger högre i områden där minken avlägsnats år 2007 (Salo *et al.*, 2010). Detta kan bero på att närvaron av andra predatorer ökar och då minskar populationstätheten av grodor vid långvarig borttagning av mink (Salo *et al.*, 2010). Således behövs mer kunskap om hur arterna interagerar med varandra vid långvarig förvaltning av mink för att kunna välja vilka habitat som ska bevaras, och upprätthålla en populationsökning av den sårbara arten.

5.1.4. Förvaltningsstrategier

Enligt resultaten är en anpassningsbar förvaltningsstrategi mest resurseffektivt i nuläget eftersom det ofta saknas kunskap om de befintliga minkpopulationerna (Bryce *et al.*, 2011). Vid begränsade resurser bör förvaltning av mink prioriteras i områden där hotade arter finns (Zuberogitia *et al.*, 2006). Det är fördelaktigt att döda så många minkar som möjligt under sommaren, till exempel med hjälp av hund för att lokalisera deras hålor (Moore *et al.*, 2003; Roy *et al.*, 2006; Roy & Robertson, 2017). Detta är särskilt viktigt för att skydda sårbara arter eftersom predationstrycket av mink på sjöfåglar är högre under den delen av året (Niemczynowicz *et al.*, 2017). Intensiva kontroller av minken under hösten är viktigt för att förhindra att juvenilerna och hondjuren emigrerar och återkoloniserar områden där minkens populationstäthet minskat (Bonesi *et al.*, 2007). Dessutom kan en utrotning på mindre och isolerade populationer uppnås även genom att bara avliva de lättfångade juvenila djuren eftersom minken har en kort generationstid (Velando *et al.*, 2017). Jag anser att genotypning kan vara till nytta vid planeringen, men jag befarar att det inte kommer att göra en särskilt stor skillnad på kort sikt eftersom minkpopulationer kan vara motståndskraftiga mot inavelsdepression då den genetiska variationen inom en minkpopulation ofta är hög (Lecis *et al.*, 2008; Bifulchi *et al.*, 2010). Detta även om en populationen härrör från en minkfarm, vilket kan bero på att pälsfarmar importerat minkar från andra pälsfarmar till sin avel, eller att deras avelsdjur härstammar från olika vilda populationer (Lecis *et al.*, 2008). Jag anser därför att planering av förvaltningsprojekt med hänsyn till genotypning och landskapsbarriärer behöver testas i praktiken innan det kan ses som en generell riktlinje. Troligtvis kommer den strategin främst förbättra utrotningen av minkpopulationer med en låg heterozygoti.

5.2 Styrkor och svagheter med litteratur och metod

Det finns svårigheter i att jämföra resultat från den valda litteraturen på grund av att studiedesignen kan skilja sig. Till exempel kan studierna ha olika antal nätter som fallor placeras ut, olika avstånd mellan flottarna, olika storlek på förvaltningsområden och olika antal studieår. Dessutom används olika statistiska populationsmodeller och korrelationsberäkningar. För övrigt ger studiernas metoder kanske inte samma resultat i andra länder eller områden. Till exempel kan minken och uttern samexistera en längre tid där det finns en större tillgång på landlevande bytesdjur, vilket medför att uttern påverkar populationstätheten av mink olika mycket beroende på miljön (Bonesi & Macdonald, 2004). Vilken utformning av fällorna som är säkrast för att exkludera bifångster kan variera mellan länder och inom olika områden i samma land. Den utformning som gjordes för att reducera bifångster i Cape Horn hjälper kanske inte lika bra i ett Europeiskt land, beroende på hur mycket faunan skiljer sig (Davis *et al.*, 2012).

Trots detta anser jag att det finns många styrkor med den valda litteraturen då samtliga artiklar är vetenskapligt granskade, och liknande inventerings och infångningsmetoder samt beprövade statistiska modeller har använts. Dessutom har flera studier utförts av samma författare, till exempel Reynolds och Roy, som då har en lång erfarenhet av studiedesign och förvaltning av mink. I studien har dessutom artiklar använts som både visar på fördelar och begränsningar med olika infångningsmetoder och förvaltningsstrategier. Studiemetoden är därför fördelaktig i att den inte bör påverka resultatet i någon särskild riktning. Den enda frågeställningen där urvalet av artiklar riskerar att påverkas av valda sökord är ”minkens ekologiska påverkan på andra arter”. När sökord som *ecological* och *impact* används framkommer artiklar om minkens negativa påverkan på andra arter. Detta kan bidra till att inte en enda artikel framkommit där minkens närvaro i ett område har en positiv påverkan eller inte påverkar andra arter. Samtidigt benämns minken som en invasiv art i samtliga artiklar som används i denna studie, vilket tyder på att den generellt har en negativ påverkan på artrikedomen. Därtill är fördelen med att denna studie är en litteraturstudie att det ger en större översikt och ett bredare perspektiv när frågeställningarna besvaras än om endast en experimentell studie genomförts. Studiemetoden har även fördelar i att främst artiklar valts ut där förvaltning av mink utförts i praktiken. En del studier var endast baserade på simulerade populationsmodeller för att ge indikationer på hur kontroll av mink bör utföras. Jag anser att däremot att studier där förvaltningsstrategier testats i praktiken är särskilt värdefulla riktlinjer för hur kontroll av mink bör utföras. En annan fördel med min studiemetod är att informationen från dessa artiklar kompletterats med en telefonintervju av Fredrik Dahl som givit en insyn i den svenska minkförvaltningen, vilken ännu inte har publicerats i någon artikel (F. Dahl, Svenska Jägareförbundet och Sveriges Lantbruksuniversitet, inst. f. Ekologi, Uppsala., personligt meddelande, 23 maj 2019).

5.3 Ett hållbarhets och etiskt perspektiv

Denna litteraturstudies ämne är relevant ur ett hållbarhetsperspektiv eftersom bevarande av biologisk mångfald ingår bland de 17 globala målen för en hållbar utveckling (Regeringskansliet, 2016). För att uppnå detta mål är det även viktigt att allmänheten förstår hur utsläpp av invasiva arter, avsaknad av särskilda habitat och klimatpåverkan samverkar och påverkar den biologiska mångfalden. Till exempel kan klimatpåverkan tillsammans med utsläpp av invasiva arter öka predationstrycket och därmed sårbarheten av andra arter (Ignar *et al.*, 2011). Bevarande av den biologiska mångfalden påverkar således samhället genom att vi kan behöva ändra våra levnadsvanor för att minska klimatpåverkan.

Närvaron av mink kan försämra försörjningen för fiskare och ekoturismen när artrikedomen av fåglar i skärgården minskar (Bryce *et al.*, 2011). Det återstår att se om den amerikanska minken kommer att införas i listan över invasiva arter med EU förbud enligt förordningen (EU) nr 1143/2014 trots att ett stort antal minkfarmare försörjer sig på pälsnäringen inom EU. Enligt artikel 7.1 i förordningen får dessa arter varken handlas med eller födas upp. Om minkfarmare skulle behöva lägga ner sin pälsproduktion uppstår etiska komplikationer genom att de förlorar sin försörjning. Minken skulle enligt F. Dahl (personligt meddelande, 23 maj 2019) passera riskbedömningen för att kunna införas i denna lista, men det är sannolikt att förslaget inte har gått igenom på grund av pälsnäringen. Det är enligt F. Dahl möjligt att en del minkuppfödare kommer att kunna söka tillstånd och få dispens att föda upp mink om arten införs i listan i framtiden. Samtidigt påverkas privatpersoner av när en art de har som sällskapsdjur införs i listan över invasiva arter med EU förbud enligt förordningen (EU) nr 1143/2014. Enligt artikel 31.1 i förordningen får de personerna som haft sällskapsdjuret innan det infördes i listan behålla sitt sällskapsdjur tills det dör av naturliga sja. Däremot får de inte sälja sina sällskapsdjur när de inte längre har möjlighet att ta hand om dem. Där anser jag att det finns ett etiskt dilemma i att djurägaren kan bli tvungen att medverka till avlivning av ett friskt djur, något som kanske strider mot denne persons moral. Risken finns däremot att nästa ägare till djuret släpper ut djuret, om djuret säljs vidare. Därav kan förbud att handla med arten anses befogat.

Det finns även ett etiskt dilemma i att vi avgör vilka arter som är invasiva och ska utrotas utifrån ett utilitaristiskt perspektiv där störst lycka för störst antal ska uppnås, istället för att se den invasiva arten på en individnivå där även den har ett egenvärde och en integritet (van Dooren, 2011; Ramp & Bekoff, 2015). Risken med att endast se arterna utifrån ett populationsperspektiv och inte på individnivå är att vi inte motsätter oss till att använda kontrollmetoder där den invasiva arten dödas (van Dooren, 2011). I vissa fall leder dödandet av den invasiva arten därefter till att individer dödas inom ännu en art (van Dooren, 2011). Till exempel i Australien där dödande av rödräv (*Vulpes vulpes*) istället ledde till en för stor ökning av en annan invasiv art, kaninen (*Oryctolagus cuniculus*) som då behövde minskas istället (van Dooren, 2011). I detta fall är det därmed möjligt att ett stort antal individer dödades i onödan (van Dooren, 2011).

5.4 Studiens användbarhet och framtida forskning

Denna litteraturstudie har en begränsning i antal lästa artiklar inom varje frågeställning, dessutom är resultat i vissa av studierna svåra att jämföra. En större litteraturstudie och mer framtida forskning behövs för att kunna dra entydiga slutsatser till flera av mina frågeställningar. Resultat och slutsats i denna studie bör därför inte ses som generella, men kan ändå vara relevanta i utbildningssyfte om hur artrikedomen kan bevaras och vid planering av förvaltningsprojekt. Studien kan även ge idéer för framtida forskning, och bidra till riktlinjer för detektering och infångning av mink. Denna litteraturstudie kan även vara användbar läsning för att öka kunskapen hos jägare och andra privatpersoner som då kan bidra med volontärarbete och rapportering till förvaltningsprojekt.

Trots att många studier genomförts som undersöker minkens ekologiska påverkan och vilka faktorer som bidrar till en effektiv förvaltning behövs ytterligare forskning och nya frågeställningar. Det finns idag många olika kommersiella lockbeten som används vid infångning av mink på marknaden i Nordamerika med det saknas vetenskapliga belägg för vilka som är mest effektiva (Reynolds *et al.*, 2004). Utifrån denna litteraturstudie verkar doftkörtelextrakt attrahera minkar bättre än färsk fisk (Moore *et al.*, 2003; Roy *et al.*, 2006; Roy & Robertson, 2017). Däremot saknas studier med frågeställningar som testar hur attraktivt användande av doftkörtelextrakt är som lockbete för mink jämfört med kommersiella dofter och huruvida doftkörtelextrakt från honor eller hanar är mest effektivt. För övrigt kan nya frågeställningar vara relevanta som testar om doftkörtelextrakt som lockbete blir mer resurseffektivt när minkens populationstäthet minskar.

Risken när vi minskar populationstätheten av mink eller återinför andra inhemska arter som uttern för att minska minkens spridning är att vi inte med säkerhet vet vilka konsekvenser det medför i längden. Det vore därför relevant med frågeställningar som undersöker om andra rovdjur kommer att öka när minken minskar, samt hur olika arter interagerar med varandra eller anpassar sig när miljömässiga förändringar sker. Det är även relevant med fler studier på vilka fysiska barriärer och metoder som säkrast minimerar bifångster. Slutligen hoppas jag att fler storskaliga förvaltningsprojekt av mink kommer att genomföras på fastlandet så att vi kan öka vår kunskap i vad som bidrar till en framgångsrik kontroll av mink i praktiken.

6. Slutsats

Syftet med denna litteraturstudie var att undersöka minkens ekologiska påverkan på andra arter och hur den kan minimeras samt hur kontrollen av minkpopulationer kan förbättras genom olika infångningsmetoder och förvaltningsstrategier. Sammanfattningsvis har minken en negativ ekologisk påverkan på andra arter genom att minska populationstätheten av grodor och sjöfåglar och förstöra deras häckningar, främst på skärgårdar men även på fastlandet. Dessutom har minken bidragit till en minskning av vattensork (*Arvicola amphibius*) och riskerar att konkurrera ut flodillern (*Mustela lutreola*). Minkens negativa påverkan på hotade arter kan motverkas genom att bevara särskilda habitat. Det finns även en möjlighet att återinförande av den inhemska uttern och förvaltning av minkens bytesdjur som invasiva

kräftor kan minska minkens utbredning och därmed bidra till att öka den biologiska mångfalden. Detta behöver dock undersökas ytterligare. Den mest fördelaktiga metoden för detektering och infångande av mink är minkflotten i kombination med levandefångsfällor, både utifrån resurseffektivitet och att minimera risken att andra arter avlivs. Det finns en potential för att självuppladdande dödande fällor (GoodNature- mink) kan bli resurseffektiva i framtiden, men i nuläget behövs först forskningsresultat om hur bifångster kan minimeras. Förvaltningsstrategier där kontroll av mink prioriteras kring områden där hotade arter finns och som prioriterar infångning av honminkar och juveniler under hösten är mest resurseffektivt för att skydda artrikedomen. Det finns en teoretisk möjlighet att kontrollen av minkpopulationer kan effektiviseras genom att först utrota de populationer som har en mindre genetisk variation, men detta är troligtvis inte framgångsrikt i praktiken.

7. Tack

Jag vill först tacka min handledare Jenny som givit mig uppmuntran, goda råd om arbetets innehåll och konstruktiv kritik. Jag vill även tacka Fredrik Dahl från Svenska jägarförbundet som givit mig information om det nuvarande förvaltningsprojektet av mink i Sverige och om hur kontroll av mink fungerar i praktiken. Denna information fanns inte att tillgå från någon annan källa.

8. Populärvetenskaplig sammanfattning

Den Amerikanska minken (*Neovison vison*) är troligen främst känd för att vara ett djur som föds upp inom pälsindustrin för dess eftertraktade skinn, men minken har även en roll i ekosystemet. När minken befinner sig utanför sitt hemland utgör den däremot ett hot mot ett flertal arter, vilket är viktigt att ta hänsyn till för att bevara den biologiska mångfalden.

Minken lever naturligt i skogarna i Nordamerika, där den jagas för sin päls. I början av 1900-talet började minken födas upp i fångenskap för pälsens skull. Senare under 1900-talet importerades minken både till Storbritannien, Europa och Norden för att födas upp inom pälsindustrin. Genom att minkar sedan släppts ut eller rymt från pälsfarmarna, och dessutom är väldigt anpassningsbara har de nu etablerat sig i hela Norden och större delar av Europa, samt Storbritannien. Minken har påverkat antalet grodor, vattensorkar och sjöfåglar negativt i dessa länder, särskilt i skärgården men även på fastlandet. En mink kan räcka för att förstöra fåglarnas häckning på en ö både genom att döda sjöfåglar och genom att äta deras ägg. Dessutom har minkens setts konkurrera med och döda flodillern, trots att de nästan är lika stora. Den biologiska mångfalden sjunker redan idag och ett flertal arter håller på att dö ut. Närvaron av invasiva arter som mink tillsammans med klimatförändringar, och förlorade naturmiljöer bidrar ytterligare till en förlorad biologisk mångfald. Lyckligtvis finns det fortfarande hopp. Ett flertal projekt har utförts för att minska minkens påverkan på hotade arter. Till exempel kan bevarande av naturmiljöer som små vattendrag och vassbäddar skydda vattensorken från minken, samtidigt som en tät växtlighet på öar kan skydda grodorna. En framtida möjlighet kan även vara att bygga konstgjorda vassbäddar för att bevara den

biologiska mångfalden. I vissa länder har dessutom utterns återkomst kunnat hämma minkens spridning genom att konkurrera med den.

Det har även utförts ett flertal projekt för att beräkna hur stora minkpopulationerna är och minska minkens antal genom utsättning av fällor. Dessa projekt har framgångsrikt minskat antalet minkar och hjälpt ett flertal av minkens bytesdjur att återhämta sig och öka i antal. Det finns alltså fortfarande hopp, och ett intresse från folk i allmänhet är till stor hjälp för inrapportering av minkens närvaro. Genom att ni tidigt hör av er till en myndighet eller Jägarförbundet så fort ni ser en mink kan åtgärder fort vidtas för att fånga in minkarna. Därmed hindras minkens spridning samtidigt som andra arter kan bevaras.

9. Referenser

- Bifolchi, A., Picard, D., Lemaire, C., P. Cormier, J. & Pagano, A. 2010. Evidence of admixture between differentiated genetic pools at a regional scale in an invasive carnivore. *Conserv.Genet.* 11, 1-9.
- Bonesi, L. & Macdonald, D.W. 2004. Impact of released Eurasian otters on a population of American mink: a test using an experimental approach. *Oikos.* 106, 9–18.
- Bonesi, L., Rushton, S.P. & Macdonald, D.W. 2007. Trapping for mink control and water vole survival: Identifying key criteria using a spatially explicit individual based model. *Biol. Conserv.* 136, 636–650.
- Bonesi, L.W. & Macdonald, D. 2004. Differential habitat use promotes sustainable coexistence between the specialist otter and the generalist mink. *Oikos.* 106, 509–519.
- Bryce, R., Oliver, M.K., Davies, L., Gray, H., Urquhart, J. & Lambin, X. 2011. Turning back the tide of American mink invasion at an unprecedented scale through community participation and adaptive management. *Biol. Conserv.* 144, 575–583.
- Brzeziński, M., Natorff, M., Zalewski, A. & Zmihorski, M. 2012. Numerical and behavioral responses of waterfowl to the invasive American mink: A conservation paradox. *Biol. Conserv.* 147, 68–78.
- Carter, A., Barr, S., Bond, C., Paske, G., Peters, D. & van Dam, R. 2016. Controlling sympatric pest mammal populations in New Zealand with self-resetting, toxicant-free traps: a promising tool for invasive species management. *Biol. Invasions* 18, 1723–1736.
- Carter, S.P. & Bright, P.W. 2003. Reedbeds as refuges for water voles (*Arvicola terrestris*) from predation by introduced mink (*Mustela vison*). *Biol. Conserv.* 111, 371–376.
- Clapperton, B.K., McLennan, J.A., Woolhouse, A.D. 1999. Responses of stoats to scent lures in tracking tunnels. *N. Z. J. Zool.* 26, 175–178.
- Craik, J.C.A. 2008. Sex ratio in catches of American mink – How to catch the females. *J. Nat. Conserv.* 16, 56–60.
- Davis, E.F., Anderson, C.B., Valenzuela, A.E.J., Cabello, J.L. & Soto, N. 2012. American Mink (*Neovison vison*) Trapping in the Cape Horn Biosphere Reserve: Enhancing Current Trap Systems to Control an Invasive Predator. *Ann. Zool. Fenn.* 49, 18–22.
- Erlinge, S., 1972. Interspecific Relations between Otter *Lutra Lutra* and Mink *Mustella Vison* in Sweden. *Oikos* 23, 327.
- Fraser, E.J., Macdonald, D.W., Oliver, M.K., Piertney, S. & Lambin, X. 2013. Using population genetic structure of an invasive mammal to target control efforts – An example of the American mink in Scotland. *Biol. Conserv.* 167, 35–42.
- Gherardi, F., Aquiloni, L., Diéguez-Uribeondo, J. & Tricarico, E. 2011. Managing invasive crayfish: Is there a hope? *Aquat. Sci.* 73, 185–200.
- Game & Wildlife Conservation Trust, 2019. <https://www.gwct.org.uk/advisory/guides/mink-raft-guidelines/building/> använd 2019-05-28.

- Harrington, L.A., Harrington, A.L., Moorhouse, T., Gelling, M., Bonesi, L. & Macdonald, D.W. 2009. American mink control on inland rivers in southern England: An experimental test of a model strategy. *Biol. Conserv.* 142, 839–849.
- Huey, R., Gilchrist, G. & Hendry, A. 2005. Using Invasive Species to Study Evolution.
- Hutchings, M., C. L. White, P., 2001. Mustelid scent-marking in managed ecosystems: Implications for population management. *Mammal Rev.* 30, 157–169.
- Ignar, S., Maksymiuk-Dziuban, A., Mirosław-Świątek, D., Chormanski, J., Okruszko, T. & Wysocki, P. 2011. Temporal variability of the selected flood parameters in the Biebrza River valley. *Ann. Wars. Univ. Life Sci. - SGGW Land Reclam.* 43, 135-142.
- J. Moors, P. 1980. Sexual Dimorphism in the Body Size of Mustelids (Carnivora): The Roles of Food Habits and Breeding Systems. *Oikos* 34, 147 -158.
- Jägareförbundet, 2018.
<https://jagareforbundet.se/vilt/invasiva-frammande-arter/famna/forsok-och-metodutveckling/anvand-2019-05-28>
- Lecis, R., Ferrando, A., Ruiz-Olmo, J., Mañas, S. & Domingo-Roura, X. 2008. Population genetic structure and distribution of introduced American mink (*Mustela vison*) in Spain, based on microsatellite variation. *Conserv. Genet.* 9, 1149–1161.
- Lodé, T., Cormier, J.-P. & Le Jacques, D. 2001. Decline in Endangered Species as an Indication of Anthropic Pressures: The Case of European Mink *Mustela lutreola* Western Population. *Environ. Manage.* 28, 727–735.
- Macdonald, D.W., Sidorovich, V.E., Anisomova, E.I., Sidorovich, N.V. & Johnson, P.J. 2002. The impact of American mink *Mustela vison* and European mink *Mustela lutreola* on water voles *Arvicola terrestris* in Belarus. *Ecography* 25, 295–302.
- McDonald, R.A., O’Hara, K. & Morrish, D.J. 2007. Decline of invasive alien mink (*Mustela vison*) is concurrent with recovery of native otters (*Lutra lutra*): Rising otter, fallen mink. *Divers. Distrib.* 13, 92–98.
- Medina-Vogel, G., Barros, M., Monsalve, R. & Pons, D.J. 2015. Assessment of the efficiency in trapping North American mink (*Neovison vison*) for population control in Patagonia. *Rev.Chil. Hist. Nat.* 88, 1-12.
- Melero, Y., Palazón, S. & Lambin, X. 2014. Invasive crayfish reduce food limitation of alien American mink and increase their resilience to control. *Oecologia* 174, 427–434.
- Moorhouse, T.P., Poole, A.E., Evans, L.C., Bradley, D.C. & Macdonald, D.W. 2014. Intensive removal of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) from rivers increases numbers and taxon richness of macroinvertebrate species. *Ecol. Evol.* 4, 494–504.
- Moore, N., Roy, S. & Helyar, A. 2003. Mink (*Mustela vison*) eradication to protect ground nesting birds in the Western Isles, Scotland, United Kingdom. *N. Z. J. Zool. - N Z J ZOOL* 30, 443–452.
- Niemczynowicz, A., Świętochowski, P., Brzeziński, M. & Zalewski, A. 2017. Non-native predator control increases the nesting success of birds: American mink preying on wader nests. *Biol. Conserv.* 212, 86–95.
- Norbury, G.L., Norbury, D.C. & Heyward, R.P. 1998. Space use and denning behaviour of wild ferrets (*Mustela furo*) and cats (*Felis catus*). *N. Z. J. Ecol.* 22, 149–159.

- Nordström, M., Högmander, J., Laine, J., Nummelin, J., Laanetu, N. & Korpimäki, E. 2003. Effects of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. *Biol. Conserv.* 109, 359–368.
- Pegueroles, G., Papaceit, M., Quintana, A., Guillén, A., Prevosti, A. & Serra, L. 1995. An experimental study of evolution in progress: Clines for quantitative traits in colonizing and Palearctic populations of *Drosophila*. *Evol. Ecol.* 9, 453–465.
- Peters, D.H., Schumacher, K., Schumacher, R. J. & Baigent, D.W. 2014. Goodnature Automatic Traps for Vertebrate Pest Control: Field Trials Using New Kill Traps Targeting Animal Pests in New Zealand. *Proc. Vertebr. Pest Conf.* 26, 405 - 410.
- Pödra, M., Gómez, A. & Palazón, S. 2013. Do American mink kill European mink? Cautionary message for future recovery efforts. *Eur. J. Wildl. Res.* 59, 431–440.
- Porteus, T., Short, M., Richardson, S., Reynolds, J. 2012. Empirical development of strategy for the control of invasive American mink by trapping. *Eur. J. Wildl. Res.* 58, 403–413.
- Powell, R.A. & King, C.M. 1997. Variation in body size, sexual dimorphism and age-specific survival in stoats, *Mustela erminea* (Mammalia: Carnivora), with fluctuating food supplies. *Biol. J. Linn. Soc.* 62, 165–194.
- Prevosti, A., Ribo, G., Serra, L., Aguade, M., Balaña, J., Monclus, M. & Mestres, F. 1988. Colonization of America by *Drosophila subobscura*: Experiment in Natural Populations that Supports the Adaptive Role of Chromosomal-Inversion Polymorphism. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 85, 5597–600.
- Ramp, D. & Bekoff, M. 2015. Compassion as a Practical and Evolved Ethic for Conservation. *BioScience* 65, 323–327.
- Regeringskansliet. 2016. <https://www.regeringen.se/regeringens-politik/globala-malen-och-agenda-2030/17-globala-mal-for-hallbar-utveckling/> använd 2019-05-23
- Reynolds, J.C., Porteus, T.A., Richardson, S.M., Leigh, R.J., Short, M.J. 2010. Detectability of American Mink Using Rafts to Solicit Field Signs in a Population Control Context. *J. Wildl. Manag.* 74, 1601–1606.
- Reynolds, J.C., Short, M.J. & Leigh, R.J. 2004. Development of population control strategies for mink *Mustela vison*, using floating rafts as monitors and trap sites. *Biol. Conserv.* 120, 533–543.
- Rodrigues, D., Simões, L., Mullins, J., Lampa, S., Mendes, R.C., Fernandes, C., Rebelo, R. & Santos-Reis, M. 2014. Tracking the expansion of the American mink (*Neovison vison*) range in NW Portugal. *Biol. Invasions.* 17,13-22.
- Roy, S. & Robertson, P.A. 2017. Matching the Strategy to the Scenario; Case Studies of Mink *Neovison vison* Management. *Mammal Study* 42, 71–80.
- Roy, S.S., Macleod, I. & Moore, N.P. 2006. The use of scent glands to improve the efficiency of mink (*Mustela vison*) captures in the Outer Hebrides. *N. Z. J. Zool.* 33, 267–271.
- Salo, P., Ahola, M.P. & Korpimäki, E., 2010. Habitat-mediated impact of alien mink predation on common frog densities in the outer archipelago of the Baltic Sea. *Oecologia* 163, 405- 413.
- Santulli, G., Palazón, S., Melero, Y., Gosálbez, J. & Lambin, X. 2014. Multi-season occupancy analysis reveals large scale competitive exclusion of the critically endangered European mink by the invasive non-native American mink in Spain. *Biol. Conserv.* 176, 21 29.

- Short, M.J. & Reynolds, J.C., 2001. Physical exclusion of non-target species in tunnel trapping of mammalian pests. *Biol. Conserv.* 98, 139–147.
- Sidorovich, V., Kruuk, H. & Macdonald, D.W. 1999. Body size, and interactions between European and American mink (*Mustela lutreola* and *M. vison*) in Eastern Europe. *J. Zool.* 248, 521–527.
- Sidorovich, V.E., Polozov, A.G. & Zalewski, A. 2010. Food niche variation of European and American mink during the American mink invasion in north-eastern Belarus. *Biol. Invasions* 12, 2207–2217.
- Spurr, E., Ragg, J. E., O'Connor, C.J., Hamilton, W., Moller, H., Woolhouse, A.W., Morse, C., Morriss, G.C., Arnold, G. & Clapperton, B. 2004. Effect of concentration of anal gland scent lures on the capture rate of ferrets (*Mustela furo*) in winter and spring. *N. Z. J. Zool. - N Z J ZOOLOGY* 31, 227–232.
- Stien, J. & Hausner, V.H. 2018. Motivating and engaging volunteer hunters to control the invasive alien American mink *Neovison vison* in Norway. *Oryx* 52, 186–194.
- van Dooren, T. 2011. Invasive species in penguin worlds: An ethical taxonomy of killing for conservation. *Conserv. Soc.* 9, 286–298.
- Velando, A., Morán, P., Romero, R., Fernández, J. & Piorno, V. 2017. Invasion and eradication of the American mink in the Atlantic Islands National Park (NW Spain): a retrospective analysis. *Biol. Invasions* 19, 1227–1241.
- Viljugrein, H., Lingjaerde, O.CHR., Stenseth, N.CHR. & Boyce, M.S. 2001. Spatio-temporal patterns of mink and muskrat in Canada during a quarter century: Spatio-temporal patterns of mink and muskrat. *J. Anim. Ecol.* 70, 671–682.
- Wolff, P.J., Taylor, C.A., Heske, E.J. & Schooley, R.L. 2015. Habitat selection by American mink during Summer is related to hotspots of crayfish prey. *Wildl. Biol.* 21, 9–17.
- Yamaguchi, N. & Macdonald, D. 2003. The burden of co-occupancy: Intraspecific resource competition and spacing patterns in American mink, *Mustela vison*. *J. Mammal.* 84, 1341–1355.
- Zabala-Albizua, J., Zuberogoitia, I. & Antonio Martínez-Climent, J. 2006. Factors affecting occupancy by the European mink in south-western Europe. *Mammalia* 70, 193–201.
- Zalewski, A. & Bartoszewicz, M. 2012. Phenotypic variation of an alien species in a new environment: the body size and diet of American mink over time and at local and continental scales. *Biol. J. Linn. Soc.* 105, 681–693.
- Zalewski, A., Michalska-Parda, A., Bartoszewicz, M., Kozakiewicz, M. & Brzeziński, M. 2010. Multiple introductions determine the genetic structure of an invasive species population: American mink *Neovison vison* in Poland. *Biol. Conserv.* 143, 1355–1363.
- Zuberogoitia, I., Zabala, J. & Martínez, J.A. 2006. Evaluation of sign surveys and trappability of American mink: management consequences. *Folia Zool.* 55, 257–263.