



Effekter av kalkning på flodpärlmussla (*Margaritifera margaritifera*)



Status och trender



Rapport 2021:3

Havs
och Vatten
myndigheten

Effekter av kalkning på flodpärlmussla (*Margaritifera margaritifera*)

Status och trender

NIKLAS WENGSTRÖM & JOHAN HÖJESJÖ

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida..

© HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETEN | Datum: 2020-01-25

ISBN 978-91-89329-02-7 | Omslagsfoto: Niklas Wengström/Havs- och vattenmyndigheten

Havs- och vattenmyndigheten | Box 11 930 | 404 39 Göteborg | www.havochvatten.se

Förord

Kalkning av försurade sjöar och vattendrag är en av de största miljövårdande insatser som vidtagits i Sverige. Sedan slutet på 1970-talet har mer än sex miljarder kronor i statliga och kommunala medel bekostat spridning av närmare sex miljoner ton kalk. Kalkningen är fortfarande omfattande och årligen sprids ungefär 100 000 ton kalk till en kostnad av 130 miljoner kronor.

Flodpärlmusslan (*Margaritifera margaritifera*) lever i rinnande vatten och kan bli flera hundra år gammal. Om det kommer in ett sandkorn under skalet kan en pärla bildas. Förr var pärlfisket omfattande, men sedan 1994 är det inte tillåtet. Flodpärlmusslan har en komplicerad reproduktion som innefattar ett parasitiskt stadium på öring eller lax. Småmusslorna är också känsliga för grumligt vatten och för finsediment som täpper igen bottnarna. Arten finns i ungefär 630 bestånd i Sverige och är klassad som starkt hotad. Ungefär hälften av bestånden saknar föryngring och bland dessa klassas bara 30 % som livskraftiga.

Flodpärlmusslan är känslig för försurning och är därför ett viktigt motiv för kalkning. Ungefär 40 % av landets bestånd finns i kalkade vattendrag.

Syftet med denna rapport är att redovisa hur kalkning under 25–30 år påverkat förutsättningarna för flodpärlmusslans överlevnad. Rapporten baseras på alla tillgängliga data som insamlats inom kalkeffektuppföljning och miljöövervakning. Rapporten utgör ett viktigt underlag för att bedöma nyttan med kalkning och för kunna värdera om kalkningen i sin nuvarande omfattning utgör en kostnadseffektiv insats för att värna flodpärlmusslans fortlevnad.

Rapporten har tagits fram av Niklas Wengström (Sveriges Sportfiske och Fiskevårdsförbund samt Göteborgs universitet) och Johan Höjesjö (Institutionen för biologi och miljövetenskap på Göteborgs universitet).

Johan Kling

Avdelningschef

Avdelningen för vattenförvaltning

Sammanfattning

I rapporten utvärderas kalkningens effekter på flodpärlmusselpopulationer utifrån data från Musselportalen, Kalkdatabasen, Elfiskeregistret samt vattenkemi från länsstyrelserna. Utvärderingen fokuserar på tätheten av musslor och andelen juvenila musslor och hur dessa förhåller sig i kalkpåverkade, svagt kalkpåverkade, respektive okalkade vattendrag. Förhållanden inom och mellan grupperna utvärderades utifrån ett tidsserie- och nulägesperspektiv. Eftersom det förekommer två olika inventeringsmetoder, *enkel statusbeskrivning* och *statusbeskrivning*, utvärderades resultaten separat för vardera metoden.

Enkel statusbeskrivning

Tätheten av musslor minskade över tid i kalkade vattendrag men var oförändrad i de okalkade. Andelen vattendrag med juvenil förekomst minskade i samtliga vattendragsgrupper, men endast i de okalkade vattendragen var minskningen signifikant. Resultaten representerar nästan uteslutande Västernorrlands (77 %) och Gävleborgs (22 %) län. Ur ett vattenkemiskt perspektiv är de länen inte representativa för landet som helhet, eftersom både graden av försurning och effekten av kalkning är lägre i dessa län.

I nulägesanalysen var det inga signifikanta skillnader mellan de tre grupperna avseende täthet eller juvenil förekomst.

Statusbeskrivning

I de kalkade vattendragen ökade tätheten av musslor signifikant över tid. I de okalkade var trenden positiv, men inte statistiskt säkerställd. Andelen juvenila (<50 mm) musslor minskade för samtliga grupper av vattendrag, men endast i de okalkade var minskningen statistiskt säkerställd.

För vattendrag som undersökts med *statusbeskrivning* genomfördes även separata analyser för varje vattendrag. Dessa gav ett liknande resultat, där tätheten ökat signifikant i 36 % (5 av 14) av de kalkade vattendragen men inte minskat i något. I 23 % (7 av 31) av de okalkade vattendragen ökade tätheten, men samtidigt noterades en minskning i tre.

I nulägesanalysen återfanns inga signifikanta skillnader mellan grupperna förutom att andelen juvenila flodpärlmusslor var högre i den okalkade gruppen.

Slutsatser

De delvis motsatta resultaten från de båda inventeringsmetoderna visar främst på att man ska vara försiktig med att dra generella slutsatser från en begränsad datamängd. I tidsserieanalyserna för kalkade vattendrag ingår bara 18 (*enkel*

statusbeskrivning) respektive 14 (*statusbeskrivning*) vattendrag. Jämförelsen med okalkade vattendrag är också vanskelig eftersom dessa inte utgör ett slumpmässigt urval. Resultaten antyder snarare att de delvis utvalts för att övervaka bestånd med hög status.

I kalkade vattendrag återfanns juvenila musslor efter att pH sjunkit till 5,3, men andelen vattendrag med föryngring var betydligt lägre vid pH under 6,0 jämfört med över 6,0. Däremot kunde vi inte bekräfta att musslorna skulle gynnas ytterligare av ett lägsta pH på 6,2, vilket utgör pH-mål för flodpärlmussla i kalkade vattendrag. I denna undersökning var andelen med juvenil förekomst signifikant högre i kalkade vattendrag med lägsta pH 6,0–6,19 jämfört med 6,2–6,4.

I kalkade vattendrag har tillgången på värd fisk, öring och lax, ökat över tid. I denna utvärdering var tätheten av öring också högre i kalkade än i okalkade vatten. Den lägre tätheten av juvenila musslor i kalkade vattendrag kan därmed inte förklaras med en sämre tillgång på värd fisk. Samtidigt finns en betydande fördröjning mellan en förbättrad rekrytering och att juvenila musslor upptäcks vid undersökningen. Därför är det möjligt att den ökade tillgången på värd fisk på sikt kan resultera i att föryngring konstateras i fler kalkade vatten.

Utifrån det underlagsmaterial vi haft tillgång till kan vi inte med säkerhet hävda att kalkningen haft en positiv effekt på flodpärlmusslan. I Sverige kalkas ungefär 250 vattendrag med förekomst av flodpärlmussla, men bara 32 ingår i tidsserieanalysen. Det vi kan hävda är att kalkning inte försämrat statusen och att statusen förbättrats i en större andel av kalkade än av okalkade vatten.

Målsättningen för kalkning i vattendrag med flodpärlmussla är att uppnå en fungerande föryngring, vilket är en förutsättning för långsiktig fortlevnad. Trots att ingen förbättring av föryngringen kunde konstateras på de kalkade lokalerna utgör täthetsökningen ett indirekt bevis på förbättrad rekrytering. Trots att kalkning pågått 25–30 år påträffades inte juvenila musslor i ungefär 40 % av bestånden. Tillsammans med en begränsad förbättring över tid antyder det att andra miljöproblem än försurning utgör minst lika stora hot mot flodpärlmusslans fortlevnad i landet.

Innehåll

1	Inledning	8
1.1	Syfte	10
1.2	Flodpärlmusslans utbredning och status	10
1.3	Flodpärlmusslans biologi	11
1.4	Flodpärlmusslans habitatkrav	14
1.5	Hotbilden mot flodpärlmusslan	15
2	Metod	19
2.1	Datainsamling och urval	19
2.1.1	Urvalskriterier för tidsserieanalysen	19
2.1.2	Urvalskriterier för nulägesanalysen	22
2.2	Musselinventeringsdata	24
2.3	Provfiskedata	24
2.4	Vattenkemiska data	25
2.5	Databearbetning, beräkningar och analyser	25
3	Resultat	27
3.1	Utveckling över tid	27
3.1.1	Täthet av flodpärlmussla med undersökningsmetoden statusbeskrivning	27
3.1.2	Täthet av flodpärlmussla med undersökningsmetoden enkel statusbeskrivning	31
3.1.3	Föryngring av flodpärlmussla vid användning av metoden statusbeskrivning	31
3.1.4	Föryngring av flodpärlmussla vid användning av metoden enkel statusbeskrivning	32
3.2	Nuläge	33
3.2.1	Täthet av flodpärlmussla vid användning av metoden statusbeskrivning	33
3.2.2	Täthet av flodpärlmussla vid användning av metoden enkel statusbeskrivning	33
3.2.3	Föryngring av flodpärlmussla vid användning av metoden statusbeskrivning	34
3.2.4	Föryngring av flodpärlmussla vid användning av metoden enkel statusbeskrivning	35
3.2.5	Föryngring av flodpärlmussla oavsett använd inventeringsmetod	36
3.3	pH-värdets betydelse	40
3.4	Betydelsen av öring	43
4	Diskussion	46
4.1	Effekter av kalkning på flodpärlmusslan	46

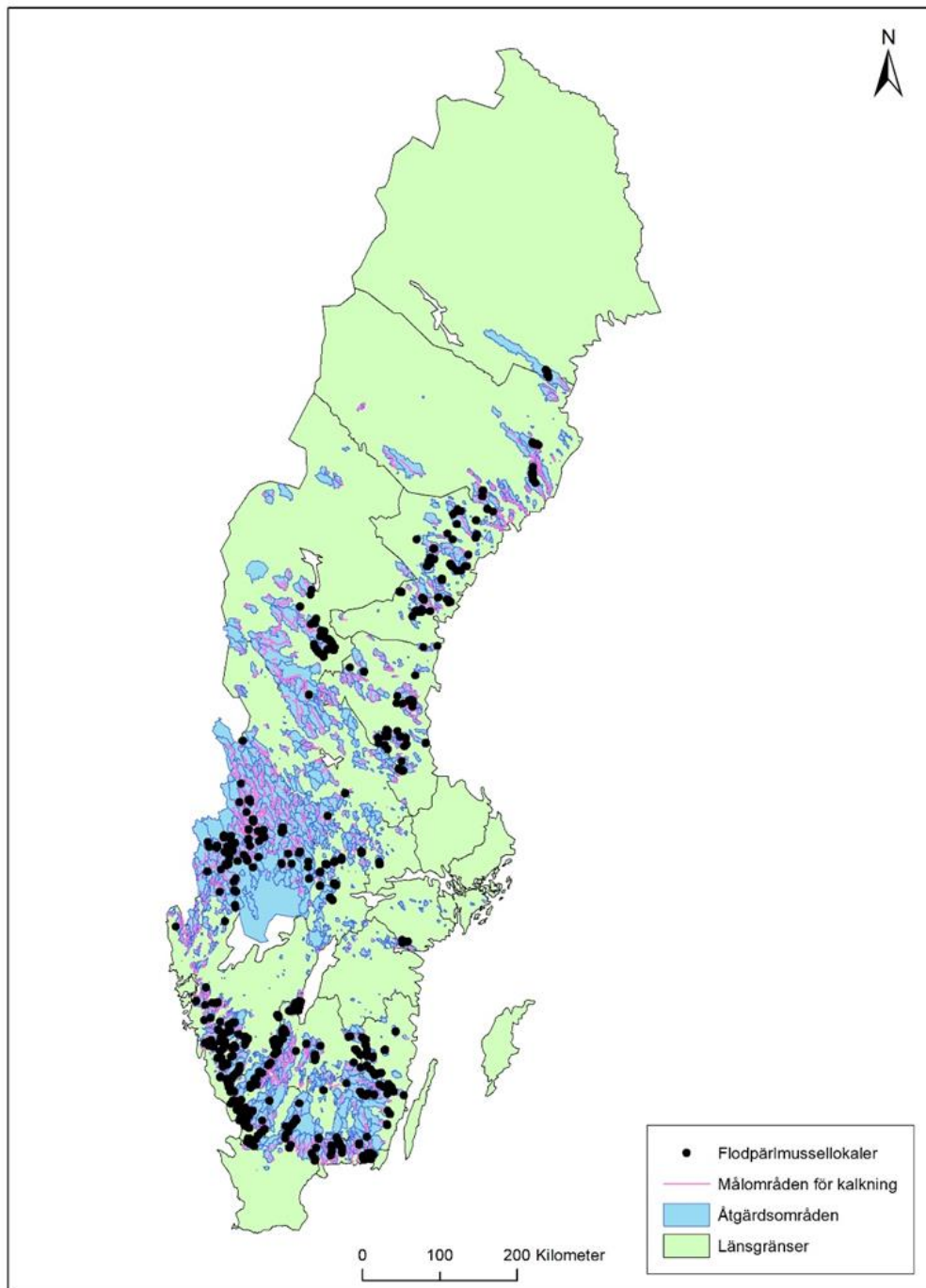
4.1.1	Täthet av flodpärlmussla	46
4.1.2	Föryngring av flodpärlmussla	46
4.2	Vattenkemiska krav för flodpärlmusslan	47
4.3	Tillgång på värdfisk	49
4.4	Underlagsmaterial	50
4.5	Slutsatser	50
5	Erkännande	52
6	Litteraturförteckning	53
Bilaga A:	Undersökta vattendrag	59

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Försurningen av Sveriges sjöar och vattendrag är ett av vårt lands största miljöproblem (Fölster et al. 2014). Försurningen beror på förbränning av fossila bränslen och det nedfall av svavel och kväve som den medför men också på markanvändningen (Weatherley 1988). Problemet beskrevs första gången i slutet av 1960-talet av Svante Odén, som konstaterade att försurningen hade negativa effekter på byggnader, skogs- och jordbruksmark samt sjöar och vattendrag (Odén 1968). Hårdast drabbade är de södra delarna av landet där marken har lågt pH-värde långt ned i jordlagren (1–2 m) (Bertills & Hanneberg 1995). Det sura nedfallet av svavel har minskat kraftigt sedan 1980-talet men försurningsproblemen består, främst till följd av att marken utarmats på basiska ämnen (Fölster et al. 2014).

Sedan 1970-talet har det pågått kalkningsverksamhet i Sverige, först i liten skala, men efter att statsbidraget permanentades 1982 skedde en betydande expansion (Naturvårdsverket 2010). Enligt länsstyrelsernas rapportering för 2018 omfattade verksamheten 9 162 km kalkade målområden i rinnande vatten. Motivet för kalkningen är att motverka försurningens negativa påverkan på de natur- och nyttjandevärden som hotas av försurning. Hotade arter som är känsliga för försurning, exempelvis lax, flodkräfta och flodpärlmussla utgör särskilt viktiga motiv. Enligt en sammanställning från 2011 angavs flodpärlmussla som motiv för 254 kalkade vattendrag (Figur 1), vilket innebär att ungefär 40 % av landets kända populationer finns i kalkade vatten (Naturvårdsverket 2011).



Figur 1. Kalkade målområden (vattendrag med utpekade motiv och mål för kalkning) samt lokaler där flodpärlmussla utgör motiv för kalkning.

Kalkningen ska utformas och bedrivas så att pH-värdet inte sjunker under kritiska nivåer för de arter som ska skyddas. Sedan 2002 är pH-målen differentierade beroende på artförekomsten i det kalkade vattenområdet (Naturvårdsverket 2002). Förekomst av flodpärlmussla motiverade därvid ett pH-mål på 6,0. I samband med att kalkningshandboken reviderades 2010 höjdes pH-målet till 6,2 (Naturvårdsverket 2010). Flodpärlmusslan är enda art med ett så högt pH-mål och anses därmed vara det sötvattenslevande djur i Sverige som är mest känsligt för försurning.

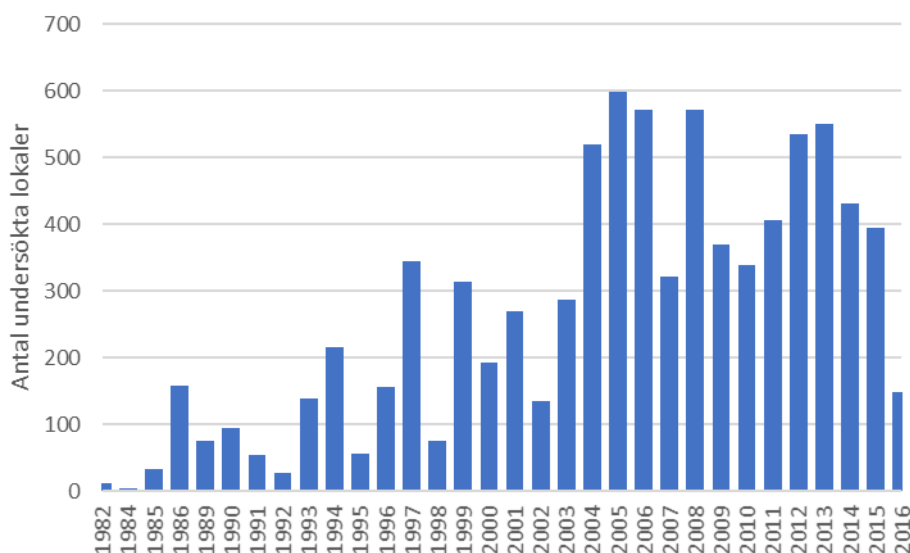
1.2 Syfte

Syftet med utvärderingen är att beskriva hur 35 års kalkning av vattendrag påverkat flodpärlmusslans status i form av individtäthet och juvenil förekomst.

1.3 Flodpärlmusslans utbredning och status

Flodpärlmusslans utbredningsområde sträcker sig från Skåne till Norrbotten och den förekommer i 16 län och cirka 630 vattendrag (Henrikson & Söderberg 2020). Arten saknas i Kronobergs, Gotlands, Södermanlands, Stockholms och Uppsala län, men det finns belägg via skal i museisamlingar att den tidigare även förekommit i Södermanlands och Stockholms län.

Arten har inventerats med kvantitativa metoder sedan början på 1980-talet och antalet genomförda undersökningar har ökat genom åren (Bergengren et al. 2018). Från 1990-talets början ses en successiv ökning och under 2000-talet har årligen i genomsnitt 414 lokaler undersökts (Figur 2).



Figur 2. Antal undersökta lokaler för flodpärlmussla rapporterade i Musselportalen.

Arten är upptagen på den svenska rödlistan i kategorin *starkt hotad* och i EU:s art- och habitatdirektiv (Artdatabanken 2015); även internationellt är den klassad som

starkt hotad (Moorkens et al. 2018). Det är förbjudet att fiska arten enligt förordningen (1994:1716) om fisket, vattenbruket och fiskerinäringen.

En viktig orsak till flodpärlmusslans tillbakagång är den komplicerade föryngringen som är känslig för både direkta miljöstörningar och sådana som påverkar värd fiskarna (lax och öring). Ungefär hälften av landets kända populationer saknar i nuläget föryngring och i bara 30 % av de med föryngring bedöms populationerna som livskraftiga enligt kriteriet som anges av Söderberg et al. (2008): >20 % individer <50 mm.

Musslornas status har tidigare redovisats uppdelat enligt de fem vattendistrikten (Söderberg et al. 2008). Rapporten visade att det förekom fler populationer med föryngring i de norra distrikten än i de sydliga. Av de sydliga distrikten hade Västerhavet flest vattendrag med flodpärlmusslor och föryngring. Sedan 2011 har en oförklarlig massdöd skett i Västernorrlands, Gävleborgs, Värmlands och Västra Götalands län. Sammantaget har 17 vattendrag drabbats och i några har hela populationen dött. Orsakerna är okända men är under utredning av Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA). Det som hittills framkommit antyder att musslorna lidit av svält (Wengström et al. 2019).

I ett internationellt sammanhang utgör Sverige, tillsammans med Norge och Finland, ett kärnområde för arten. Sverige hyser närmare 40 % av Europas populationer (Henrikson & Söderberg 2020). Jämfört med centrala Europa är dessutom de svenska populationerna större och har bättre föryngring. Den största kända populationen lever i Varzuga på Kolahalvön; populationen är beräknad till 140 miljoner individer. Arten förekommer även i Nordamerika där den har en nordostlig utbredning; i motsats till Europa är de nordamerikanska populationerna inte hotade (Zanatta et al. 2018). Arten är sannolikt förbisedd då den inte är upptagen som hotad i någon stat där den förekommer. Det finns över 300 olika stormusselarter i Nordamerika och hälften av dessa är utrotningshotade. Flodpärlmusslan är den enda arten av stormusslor som finns både i Nordamerika och Europa.

1.4 Flodpärlmusslans biologi

Flodpärlmusslan har två skalhalvor (bivalvia) som hålls samman av muskler inuti skalet. Det njurformade skalet utgör skydd för djurets inre mjukdelar och kan nå en längd på 13–16 cm. Skalet byggs upp av kalciumkarbonat och består av två skikt, ett prisma- och ett pärlemorskikt (Checa 2000). Utanpå dessa ligger en läderhud (periostracum) som skyddar de inre kalciumrika skalhalvorna från att vittra.

Flodpärlmusslan är skildkönad men den kan även, vid mycket låga populationstätheter, förekomma som hermafrodit (Bauer 1987a). Arten blir könsmogen vid cirka 20 års ålder och är därefter reproduktiv tills den dör. Den äldsta funna musslan i Sverige blev cirka 280 år.

Varje år deltar ungefär 60 % av honorna i reproduktionen (Young & Williams 1983; Hastie & Young 2003). Reproduktionsperioden infaller från juni till september och initieras med att hanar och honor anlägger könsceller. Hanarna släpper ut spermier som honorna tar upp via inströmmande vatten. Spermier befruktar äggen varvid en glochidielarv utvecklas. Larverna bärs av honan under några veckor i speciella strukturer på gälarna (marsupier). De färdigutvecklade larverna (2–4 miljoner per hona) släpps ut i den fria vattenmassan från juli till och med september. I södra Sverige sker utsläppet i juli–augusti och i norr i september. Larven överlever några dagar i den fria vattenmassan, där varmare vatten medför kortare livslängd. För att livscykeln ska fortsätta krävs att glochidierna fäster på gälarna hos en lax eller öring. Larverna saknar simförmåga och kan därför inte aktivt välja vilken fisk de infekterar. Om en larv hamnar på en annan art än lax eller öring stöts den bort och dör, men även om den hamnar på en lax eller öring kan den stötas bort genom fiskens immunförsvar. Larvstadiet är parasitiskt och varar cirka 10 månader, dvs. från augusti–september till juni–juli nästkommande år. När larven utvecklats till mussla (cirka 0,4 mm lång) lämnar den värdfisken och gräver ned sig i bottenstratet, där den ligger i flera år innan den kryper upp till den övre delen av bottenstratet och sätter sig i filterarposition (Figur 3). Filterapparaten är inte färdigutvecklad när musslan lämnar fisken och under de första levnadsåren sker näringsupptaget med foten via diffusion. När musslan nått en längd av cirka 2,2 mm är filterapparaten så pass utvecklad att det är mer fördelaktigt att inta näring via filtrering (Schartum et al. 2016).



Figur 3. Filterande flodpärlmusslor i Hökvattsån.

Vuxna musslor har en mycket begränsad spridningsförmåga jämfört med de små larverna som har en relativt god spridningsförmåga, både som frilevande och fastsatta på en värdfisk. Spetsig målarmussla *Unio tumidus* och äkta målarmussla *U. pictorum* kan förflytta sig med hjälp av sin grävmuskel (fot) 11 cm per vecka (Schwalb & Pusch 2007). Frilevande larver kan transporteras längre: *Actinonaias ligamentina* larver har konstaterats 96 meter från musselbädden och flodpärlmussla upp till 500 meter från de vuxna musslorna (Schwalb et al. 2010; Hastie & Young 2001). Flodpärlmussellarver fastsatta på öring har noterats flera kilometer från moderpopulationen (Salonen & Taskinen 2017).

I Europa kan flodpärlmusslans larver bara utvecklas på atlantlax *Salmo salar* eller öring *S. trutta* (Young & Williams 1984; Bauer 1987b) (Figur 4). Arten är värdfiskspecifik och även om både lax och öring förekommer är det vanligt att endast en av fiskarterna fungerar som värd i samma vattensystem (Karlsson et al. 2014; Österling & Wengström 2015). I Ätran i Hallands län är det lax som är värdfisk i de nedre delarna av ån och i de övre delarna, dit laxen inte når, är det öring. Samma förhållande ses i Högvadsån, som är biflöde till Ätran, där öring är värdfisk i de övre delarna och lax i de nedre. I Bratteforsån i Västra Götalands län finns lax, öring och flodpärlmussla tillsammans. I ån är det huvudsakligen öring som är värdfisk, men det förekommer även glochidier på lax även om andelen laxar som är infekterade är liten (1/100) och antalet glochidier per lax är lågt (1–2) jämfört med öring som kan vara infekterad med flera hundra glochidier (Wengström, opublicerade data). Den här typen av studier har inte genomförts på så många platser i Sverige, vilket innebär att värdfiskfrågan är bristfälligt utredd för vattendrag där både lax och öring förekommer. Det finns en del genetiska skillnader beroende på om musslorna utnyttjar lax eller öring; exempelvis har musslor som utnyttjar lax högre genetisk variation inom populationen än de som utnyttjar öring (Karlsson et al. 2014). Det går att med hjälp av genetiska undersökningar avgöra vilken av fiskarterna musslans larver utnyttjar (Karlsson et al. 2014).



Figur 4. Flodpärlmussellarver (glochidier) på öringgälar.

Olika öringstammar har olika kvalitet som värdfisk och det kan också finnas skillnader i kvalitet mellan årsklasser. Skillnader i kvalitet anses bero på fiskens kondition och immunförsvar: en fisk med god kondition och starkt immunförsvar kan få en larv att falla av innan den utvecklats till en mussla (Geist et al. 2006; Österling & Larsen 2013). Den generella bilden är att årsyngel (0+) fungerar bättre som värdfisk än äldre öring med avseende på antalet fiskar som infekteras och hur många larver varje infekterad fisk bär på. Teorin är att årsyngel inte utvecklat immunförsvar gentemot larverna till skillnad mot äldre årsklasser som kan ha blivit infekterade flera gånger. I vattendrag med föryngring av flodpärlmussla är tätheten av värdfisk oftast ≥ 5 öringar per 100 m² (Degerman et al. 2013).

I Sverige används längden 50 mm som gräns mellan juvenil och adult för flodpärlmusslan; i Skottland är gränsen 65 mm (Young & Williams 1983). I Skottland varierar gränsen mellan vattendrag och sannolikt varierar den även i svenska vattendrag. Tillväxthastigheten kan delas in i tre grupper, låg, normal och hög (Dunca et al. 2011). Vid låg tillväxt kan könsmognad nås vid 50 mm, medan en mussla med hög tillväxt kan vara köns mogen vid 70 mm (Dunca et al. 2011). Det har även noterats skillnader i tillväxthastighet mellan kalkade och okalkade vattendrag, med snabbare tillväxt i kalkade vatten (Dunca et al. 2011). Därmed kan andelen juvenila musslor underskattas i vattendrag med högre tillväxthastighet, vilket kan vara särskilt påtagligt i kalkpåverkade vatten. Andelen juvenila musslor är sannolikt underskattad i Sverige eftersom det inte utförs grävstudier i svensk övervakning och det är känt att musslor ligger nedgrävda i sedimenten under många år innan de kryper upp och sätter sig i filtrerposition. Vi vet inte hur stor andel av de juvenila musslorna som är nedgrävda. I en studie av sex vattendrag var 10–20 % av populationen nedgrävd och de musslorna var i medeltal 20,5 mm kortare än de synliga musslorna (Bergengren 2001). Det framgår dock inte hur stor andel av dessa som var <50 mm.

1.5 Flodpärlmusslans habitatkrav

Det är flera faktorer som kontrollerar och påverkar en musselpopulations utbredning och förekomst: spridningsförmåga, habitatets karaktär, värdfiskar, näring och predation (Strayer 2008). Varje faktor kan i sin tur delas upp och specificeras ytterligare vilket gör beskrivningen av flodpärlmusslans habitatkrav komplex.

Den generella beskrivningen av ett lämpligt habitat är ett strömmande näringsfattigt vattendrag med låg kalkhalt (Hendelberg 1960) samt botten bestående av sand, grus och sten med en liten andel finsediment (Geist & Auerswald 2007). Arten förekommer även i kalkrika vattendrag (pH 7,8–8,3), exempelvis på Irland (Lucey 2006). Kraven med avseende på pH och alkalinitet har diskuterats och förmodligen är det en felaktig föreställning att flodpärlmusslan inte trivs i kalkrika vatten (Björk 1962). Björk hänvisar till studier som visade att vattnets hårdhet (kalcium 50–130 mg/l, motsvarande 2,5–6,5 mekv/l) inte hade någon skadlig effekt på flodpärlmusslor

(Boycott, 1925). I Sverige förekommer sådana halter bara i områden med kalkberggrund, exempelvis i Skåne, Östergötland och Södermanland, och dessa halter är mycket högre än i kalkade vattendrag.

Lite är känt om habitatkraven för glochidierna när de sitter på fiskens gälar. Möjligheten till överlevnad påverkas i första hand av fiskens immunförsvar som reagerar olika starkt beroende på hur många glochidier som fäster in på fisken. Det är naturligtvis individuellt hur fisken reagerar, varför vissa fiskar kan ha många glochidier (>1000) och vissa få eller inga (Figur 4). I glesa musselbestånd är det vanligt att många fiskar inte blir infekterade av glochidier. Larven växer under utvecklingstiden på fisken och näringen tas sannolikt från fisken även om en del av omvandlingen från glochidie till juvenil mussla sker genom somatiska förändringar: exempelvis återanvänds glochidiens nervtråd i den juvenila musslans nervsystem. Larvens tillväxt är korrelerad till värdfiskens kondition: ju bättre kondition desto mer växer larven (Österling & Larsen 2013). Fenomenet att parasiter växer bättre på värdjur som har en snabb tillväxt har även uppmärksamats hos bandmask *Schistocephalus solidus* som infekterat storspigg *Gasterosteus aculeatus* (Barber 2005). I övrigt är kunskapen om glochidiens habitatkrav i det närmsta obefintlig.

1.6 Hotbilden mot flodpärlmusslan

Sötvattenlevande mollusker tillhörande ordningen Unionoida är en av världens mest hotade djurgrupper (Lydeard et al. 2004). Hoten har beskrivits i flera artiklar och minskningen i flodpärlmusselpopulationerna beror främst på utebliven föryngring som i sin tur beror på förstörda livsmiljöer (habitat), brist på värdfiskar och kommersiellt fiske (för pärlor och knappar) (Bauer 1988; Bogan 1993; Strayer 2008; Österling et al. 2010). I begreppet förstörda habitat ingår förändringar i vattenkvaliteten som exempelvis försurning. Även påverkan av främmande (invasiva) arter kan bidra (Bogan 1993).

Förstörda livsmiljöer (strukturer, processer och vattenkvalitet) anses vara huvudorsaken till att flodpärlmusslan inte lyckas föröka sig i Sverige (Österling et al. 2010). Förekomst av dammar och vattenreglering har en negativ effekt på flodpärlmusslans rekrytering (Tamario & Degerman 2017). Musslornas livsmiljöer påverkas också via avverkade strandzoner, körskador, dikningar, rensningar och omgrävningar. Detta medför ofta kortare uppehållstid för vattnet i landskapet, vilket resulterar i ökad erosion, transport och sedimentation av finmaterial i vattendragen. Körskador, grävning, betning och andra jordbruksaktiviteter skadar också markvegetationen och blottlägger mineraljorden, vilket ytterligare ökar uttransport och sedimentation av finmaterial. Grumligt vatten och påföljande hög inblandning av finmaterial i sedimenten är faktorer som vanligen framhålls som de största hoten mot flodpärlmusslan (Geist & Auerswald 2007). Grumling påverkar musslans födointag (filtrering) och finmaterialet försämrar syresättningen i bottarna, vilken är avgörande för de juvenila musslornas överlevnad (Österling et al. 2010).

Mikroplaster kan också påverka, men effekterna är inte klarlagda. I en studie på allmän dammussla hittades fibrer och partiklar av mikroplaster i musslor. De undersökta musslorna hämtades från Höje å i Skåne, dels från passage genom jordbrukslandskap och dels nedströms ett reningsverk. Flest fibrer och partiklar hittades i musslor nedströms reningsverket (Berglund et al. 2019). Det har även diskuterats att mikroplaster kan fungera som vektorer (bärare) för tungmetaller och hydrofobiska (ej vattenlösliga) organiska kemikalier (exempelvis teflon) vilket ytterligare skulle öka miljöpåverkan från sådana ämnen (Brennecke et al. 2016; Hartman et al. 2017).

När livsmiljöerna påverkas finns även risk att flodpärlmusslornas värdfiskar försvinner eller minskar vilket omöjliggör eller försvårar musslornas fortlevnad. Tillgången på värdfisk kan också minska när både lax och öring samexisterar och den art som inte är värdfisk får en konkurrensfördel. I Bratteforsån i Västra Götaland förekommer lax, öring och flodpärlmussla med öring som värdfisk. Sedan 1995 har tätheten av lax ökat på bekostnad av öringen, en utveckling som påverkat flodpärlmusslorna negativt i form av färre infekterade öringar. Förekomsten av lax och öring påverkas även av faktorer som inte direkt berör flodpärlmusslan, exempelvis fiske. Eventuellt kan även elfiske vara ett hot mot glochidier och riktigt små juveniler (<1 mm). Däremot överlever äldre musslor (Hastie & Boon 2001), förutsatt att de inte trampas sönder.

Av övriga hot kan nämnas att det numera i Sverige inte bedrivs kommersiellt pärlfiske, men trots fiskeförbudet hittas ibland högar med uppbrutna skal. Senast hittades tomma skal i Västerbotten och misstanken är att musslorna använts som mat. Dock bedöms inte fisket som ett allvarligt hot mot flodpärlmusslans existens.

Effekter av främmande arter har inte undersökts i Sverige. Arter som skulle kunna påverka flodpärlmusslan är amerikansk bäckkröding *Salvelinus fontinalis* genom konkurrens med öring, och signalkräfta *Pasifastacus leniusculus* genom predation på juvenila musslor (Öhlund et al. 2008; Machida & Akiyama 2013). Effekter av främmande arter kan sannolikt finnas på lokal nivå (Geist 2010) men saknar betydelse på nationell nivå.

Vattenkemins påverkan är bristfälligt klarlagd. I en studie från Tyskland där olika kemiska parametrar undersöktes (pH, konduktivitet, BOD₅, PO₄, NO₃, NH₄, Ca och Cl) hade endast nitrathalten effekt på dödligheten av glochidier, juvenila och vuxna flodpärlmusslor (Bauer 1988). Dock omfattade studien betydligt högre nitrathalter än de som återfinns i svenska flodpärlmusselvatten. Det undersökta pH intervallet (6,4–7,2) hade ingen effekt på något av musslans livsstadier vilket man heller inte kan förvänta vid pH nära neutrala nivåer (Bauer 1988).

Effekter av försurning och kalkning på flodpärlmusselpopulationer har beskrivits i en svensk avhandling (Henrikson 1996). Avhandlingen redogör för tre olika undersökningar: 1) återbesök på historiska lokaler med flodpärlmussla; 2) fältexperiment och undersökning av effekter av försurning och kalkning;

3) fältundersökning av flodpärlmusselpopulationer i kalkade vattendrag. Slutsatserna var att flodpärlmusslan försvunnit från många av de återbesökta vattendragen, och lågt pH till följd av försurning utpekades som en möjlig orsak. Kalkning medförde ökad överlevnad och framhölls som en viktig åtgärd för att säkra artens fortlevnad. Vid en undersökning av flodpärlmusslans tillbakagång i Dalarna var pH-intervallet i de inventerade vattendragen mellan 6,4–6,9 och slutsatsen var att den dåliga föryngringen berodde på försämrad tillgång på värdfisk (Grundelius 1987). I en studie där populationer klassades som funktionella (riklig förekomst av juvenila), potentiellt funktionella (sparsam förekomst av juvenila) respektive icke funktionella (utan juvenil förekomst) var skillnaden i pH ej signifikant. Dock inkluderades inte vatten med så låga pH-värden som de som kan förekomma i försurningspåverkade vatten, vilket resulterade i ett snävt undersökt pH intervall, vilket möjligen ledde till en utebliven korrelation med pH (Geist & Auerswald 2007).

Glochidierna påverkas olika beroende på om de är frilevande larver eller sitter på en värdfisk. I en studie av Taskinen et al. (2011) undersöktes effekten av olika pH-värden (4,5; 5,0; 5,5; 6,0; 6,8), halter av järn (Fe) (0,5; 1,0; 1,5; 2,0 mg/l), och aluminium (Al) (0,25; 0,50; 0,75; 1,00 mg/l) på glochidier och juvenila flodpärlmusslor. Frilevande glochidier hade lägre överlevnad vid pH 5,0 än vid pH 6,0 och vid pH 4,5 överlevde inga larver (Taskinen et al. 2011). Över tid påverkades även överlevnaden negativt vid pH 5,5. Juvenila musslor (0,3 mm) var toleranta mot pH 5,0 och det var ingen skillnad i överlevnad (90 %) jämfört med kontrollgruppen (pH 6,8) under de 168 timmar som studien pågick (Taskinen et al. 2011). Trots att pH-värdet var högt påverkades överlevnaden hos de frilevande larverna negativt av aluminium, men effekten av järn var mer påtaglig. Däremot påverkades varken larver fastsatta på fiskgälarna eller juveniler av järn eller aluminium. Experimentet med juvenila musslor utfördes under en kort tidsperiod; sannolikt krävs längre studier för att undersöka känsligheten hos nedgrävda juvenila flodpärlmusslor med avseende på pH. Det är också viktigt att beakta att det kan finnas en skillnad i pH mellan vattnet nere i bottensubstratet (interstitialt) och i den fria vattenmassan, vilket eventuellt kan ha en effekt på överlevnaden hos juvenila musslor som finns nedgrävda i bottensubstratet. Enligt Geist & Auerswald (2007) var pH-värdet lägre vid 5 och 10 cm djup i bottensubstratet jämfört med den fria vattenmassan. Studien gjordes på 26 vattendrag i Europa men det framgår inte om den genomfördes vid låg- eller högvatten, vilka kan ge olika resultat. I en studie av fem vattendrag med olika försurningshistorik i Kanada jämfördes pH i den fria vattenmassan och i bottnen (20–25 cm djup) i laxlekropar. I kraftigt försurningspåverkade vattendrag var pH högre nere i bottnen än i den fria vattenmassan, men i ett annat vattendrag var förhållandet motsatt och i ytterligare ett vattendrag var det ingen skillnad i pH mellan bottnen och den fria vattenmassan (Lacroix 1985).

Vid pH <6 och >8 är aluminium lösligt och skadligt för akvatiska organismer (Gensemer & Playle 1999). När pH-värdet sjunker till följd av försurning är en ökad halt av giftigt aluminium den viktigaste orsaken till att fisk påverkas. Det har gjorts

flera studier som visar de negativa effekterna på lax och öring (Driscoll & Schechter 1990; Andrén & Rydin 2012). Aluminium fäller ut på fiskens gälar och skadar cellmembranen. Genom att fisken utsöndrar slem kan aluminiumhalten på gälarna reduceras, vilket även resulterar i försämrade syreupptagning. Det finns inga studier som visar i vilken grad detta påverkar vuxna flodpärlmusslor eller flodpärlmussellarver som sitter på gälen. Det har gjorts en studie på abborre och glochidier från allmän dammussla (Pettersen et al. 2006). I studien jämfördes effekten av hög aluminiumhalt (200 µg Al/l) vid pH 5,8, med låg aluminiumhalt vid pH 5,8, och en kontroll med pH 6,3. I vattnet med hög aluminiumhalt lossnade 50 % av glochidierna inom 60 timmar (Pettersen et al. 2006).



Figur 5. Flodpärlmusselinventering i Tidan. I Sverige är vadning med vattenkikare den vanligaste metoden att inventera flodpärlmussla.

2 Metod

2.1 Datainsamling och urval

Data avseende flodpärlmusslan hämtades från Musselportalen som är ett öppet registreringssystem med ArtDatabanken som datavärd (Musselportalen.se). Portalen är till för att rapportera stormusslor som upptäckts vid inventeringar eller vid andra tillfällen. Data användes till två typer av analyser:

1. Tidsserieanalys: Beskriver utvecklingen över tid med avseende på täthet av individer och föryngringsgrad i populationer.
2. Nulägesanalys: Beskriver täthet av individer och föryngringsgrad vid senaste inventeringstillfället.

Data indelades i tre grupper beroende på kalkningsverksamheten i vattendragen:

1. Kalkpåverkan: Pågående kalkning.
2. Svag kalkpåverkan: Vattendraget ligger nedströms ett målområde och har en kalkdos på $\leq 3 \text{ g/m}^3$.
3. Okalkad: Vattendraget ligger uppströms, eller har ingen kontakt med, ett målområde för kalkning.

Musseldata från kalkpåverkade vattendrag härrör närmast uteslutande från undersökningar inom den regionala kalkeffektuppföljningen (KEU) som genomförs av, eller på uppdrag av, länsstyrelserna. Övervakning av okalkade vattendrag sker inom både den nationella och den regionala miljöövervakningen.

Det finns två olika inventeringsmetoder för flodpärlmussla i Sverige: *statusbeskrivning* (SB) och *enkel statusbeskrivning* (ESB). Dessa metoder beskrivs kortfattat i avsnitt 2.2 (Figur 5). Metoderna är olika och resultaten kan därför inte sammanfogas till ett dataset. Följaktligen utfördes varje analys separat för vardera inventeringsmetoden.

2.1.1 Urvalskriterier för tidsserieanalysen

Från Musselportalen gjordes ett urval av lokaler enligt följande urvalskriterier:

1. Lokalerna inventerades första gången före **2003** (1982–2002).
2. Lokalerna har minst **fem år** mellan första och sista inventeringstillfället.
3. Lokalerna har inventerats vid minst **två** tillfällen.

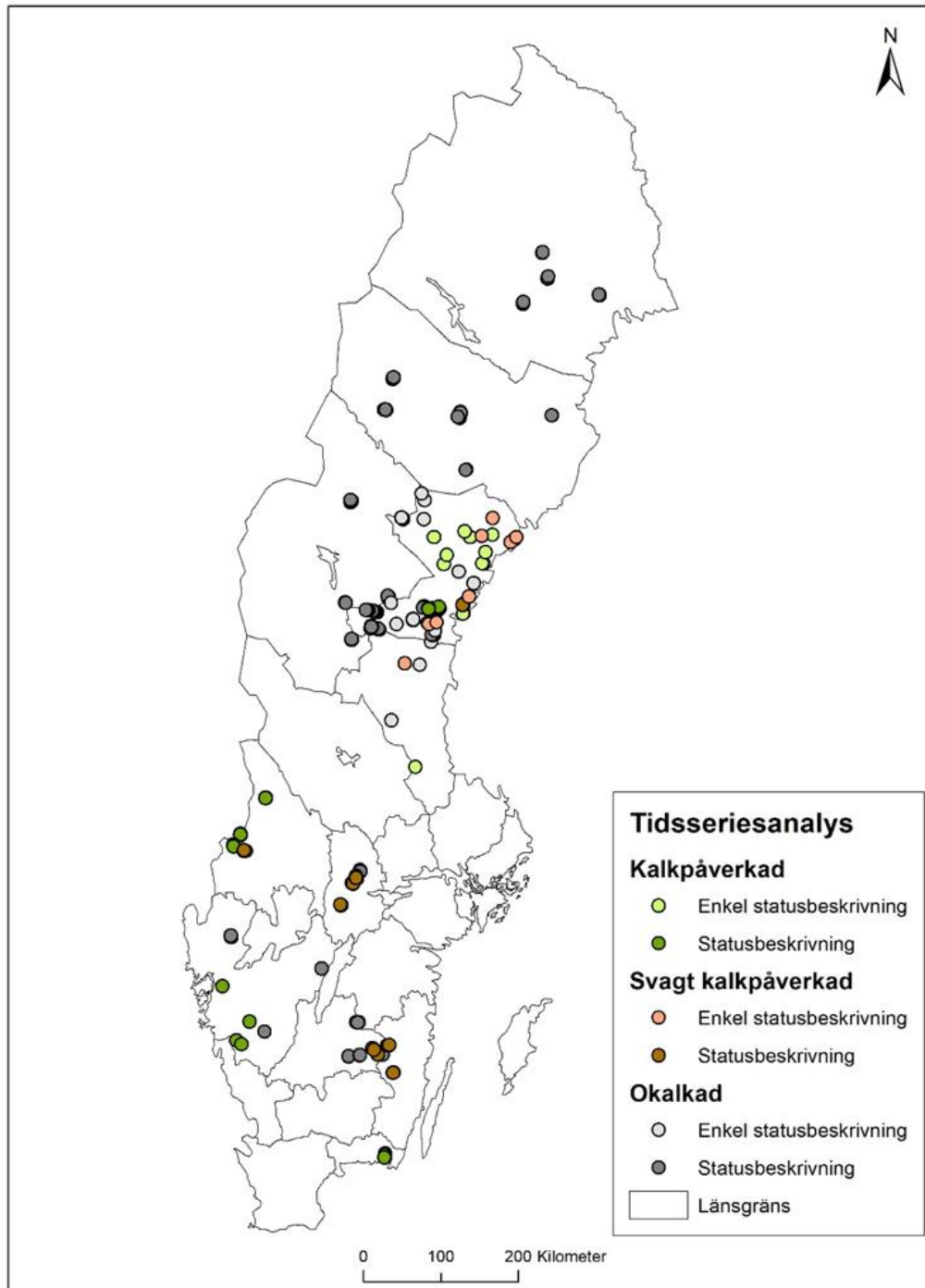
De lokaler som uppfyllde urvalskriterierna delades därefter upp i kalkpåverkade, svagt kalkpåverkade eller okalkade genom en GIS-analys av geografiska data från Musselportalen och Kalkdatabasen. Följande kriterier användes vid grupperingen:

- Kalkpåverkade - lokaler påverkade av kalkning och belägna inom ett kalkåtgärdsområde, alternativt utanför ett åtgärdsområde men då högst 1 km nedströms närmaste målområde.
- Svagt kalkpåverkade - lokaler belägna nedströms ett eller flera kalkåtgärdsområden och endast påverkade av en låg kalkdos ($\leq 3 \text{ g/m}^3$).
- Okalkade – lokaler som saknade uppströms förekommande kalkningar enligt uppgifter från kalkdatabasen.

Vidare kopplades alla lokaler till vattendrag genom att jämföra lokalnamn och vattendragsnamn, samt via kartstudier. Totalt erhöles 247 undersökta vattendrag. Därefter exkluderades undersökningar där det inte gick att beräkna täthet av musslor (data över area eller antal musslor per lokal saknades) eller förekomst och andel av juvenila musslor (längdmättningsdata saknades).

Antalet vattendrag i den tidsserieanalys där metoden SB använts, och som utgör underlag för analysen av tätheter, uppgår till 55 och i analysen av juvenil förekomst ingår 57 vattendrag. Av de som ingår i analysen av tätheter är 14 vattendrag kalkpåverkade, 10 svagt kalkpåverkade och 31 okalkade och de är fördelade på 11 län (Figur 6, Tabell 3 i Bilaga A). Av de vattendrag som ingår i analysen av juvenil förekomst tillhör 13 den kalkpåverkade, 10 den svagt kalkpåverkade och 34 den okalkade gruppen.

Antalet vattendrag i den tidsserieanalys där metoden ESB använts uppgår till 73 fördelat på tre län, Gävleborgs, Kalmar och Västernorrlands län. Av dessa var 17 kalkpåverkade, 18 svagt kalkpåverkade och 38 okalkade. Vid analysen av tätheter användes enbart lokaler där undersökningsytans area som mest varierade med 15 % mellan undersökningstillfällena. Vid analysen av juvenil förekomst användes alla tillgängliga ESB data, vilket omfattade 42 kalkpåverkade vattendrag, 24 svagt kalkpåverkade och 76 okalkade vattendrag.



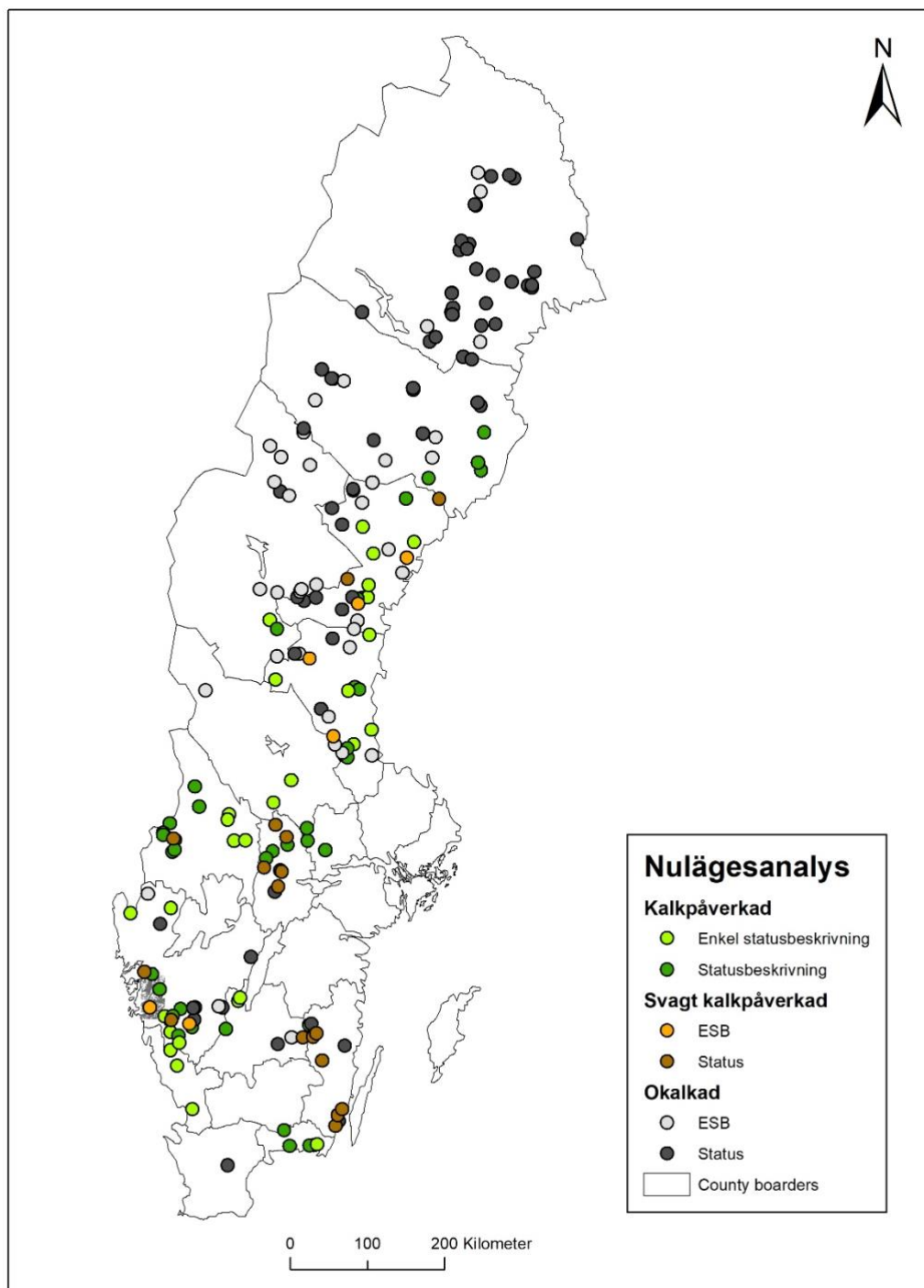
Figur 6. Vattendrag som ingår i tidsserieanalysen samt vilken inventeringsmetod som använts på respektive lokal.

2.1.2 Urvalskriterier för nulägesanalysen

För nulägesanalysen utvaldes lokaler som inventerades vid ett eller flera tillfällen under åren **2010-2016**. Liksom vid tidsserieanalyserna grupperades lokalerna i kalkpåverkade, svagt kalkpåverkade och okalkade enligt samma kriterier som beskrivits i föregående avsnitt.

För lokaler med två eller flera inventeringstillfällen under 2010–2016 användes resultaten från det senaste tillfället. Lokalerna kopplades till vattendrag och sådana som saknade nödvändiga uppgifter för att beräkna täthet, förekomst eller andel juveniler bortsorterades.

Urvalet gav 255 vattendrag fördelade på 15 län. Av dessa var 144 undersökta med metoden SB och 111 med ESB (Figur 7).



Figur 7. Vattendrag som ingår i nulägesanalysen samt vilken inventeringsmetod som använts på respektive lokal.

2.2 Musselinventeringsdata

Musseldata kommer huvudsakligen från Musselportalen och inventeringar utförda åren 1982–2016 (Figur 5). Kompletterande data inhämtades från länsstyrelserna i Västernorrland, Värmland, Norrbotten och Västra Götaland.

De två undersökningstyperna, *statusbeskrivning* (SB) och *enkel statusbeskrivning* (ESB) (Bergengren et al., 2018) utförs enligt följande:

- SB (*statusbeskrivning*): 15–18 slumpvis utvalda lokaler (maximal längd 20 m) inom musslornas utbredningsområde inventeras och alla levande musslor räknas. Längden mäts på maximalt 15 musslor per lokal. Dessa kan samlas in uppströms, nedströms eller på inventeringslokalen.
- ESB (*enkel statusbeskrivning*): Den bästa lokalen i ett vattendrag inventeras och som mest mäts 100 musslor. Den bästa lokalen definieras utifrån antal musslor och eventuell föryngring.

2.3 Provfiskedata

Data avseende tätheter av lax och öring hämtades från Svenskt Elfiskeregister (SERS). I analysen användes täthet av årsyngel (0+) respektive äldre fisk (>0+). Elfiskedata sträcker sig från 1964 till 2017 men de data som användes avsåg 1979–2006. För att få en koppling till musslornas tätheter och juvenil förekomst användes medelvärden av elfiskedata från 10–20 år innan musselinventeringar (Tabell 1). Förskjutningen motsvarar ungefär den tid det tar från en lyckad reproduktion tills de små musslorna upptäcks vid inventeringen.

Tabell 1. Antalet elfisken per täthetsintervall och grupp (kalkpåverkad, svagt kalkpåverkad och okalkad) som använts vid analysen av juvenil förekomst. Täthetsintervallen: 0–4,9; 5–10,9; 11–20 och >20 anger öringtäthet (antal/100m²). Öringtätheterna baseras på alla årsklasser av öring.

	0–4,9	5–10,9	11–20	>20
Kalkpåverkad	44	29	26	74
Svagt kalkpåverkad	19	17	10	16
Okalkad	23	12	19	33

2.4 Vattenkemiska data

Data för kalkade vattendrag hämtades från den regionala kalkeffektuppföljningen. För okalkade vattendrag kom kemidata främst från regional och nationell miljöövervakning. För att vattenkemin skulle spegla förhållandet vid flodpärlmussellokalen gällde att avrinningsområdets storlek maximalt fick skilja sig med ± 25 % mellan lokal för vattenkemi och lokal för flodpärlmussla. Vattenprovtagningsfrekvensen i de okalkade och svagt kalkpåverkade vattendragen var generellt mycket lägre än i de kalkpåverkade. Av samtliga provtillfällen härrörde 57 % från kalkpåverkade vattendrag, 22 % från svagt kalkpåverkade och 21 % från okalkade vattendrag.

I analysen av pH-värdets betydelse för föryngringen ingår 67 vattendrag i den kalkpåverkade gruppen, 38 i den svagt kalkpåverkade och 67 i den okalkade gruppen. För att få en koppling mellan vattenkemi och föryngring har det lägsta uppmätta pH-värdet 10–20 år innan musselinventeringen använts, dvs. om musselinventeringen genomförts år 2000 har lägsta uppmätta pH åren 1980–1990 använts. Tidsspannet 10–20 år valdes för att det är rimligt att en 10–20-årig mussla kan hittas vid inventeringen. Antalet tillgängliga vattenprov redovisas i Tabell 2. **Error! Reference source not found..**

Tabell 2. Antalet vattenprov indelat i 1–10 prov/10 år, 11–20, osv. och hur många vattendrag som förekommer i varje indelning. Exempel: under en 10–20 års period före inventeringstillfället har 12 kalkpåverkade vattendrag provtagits 1–10 ggr.

	1–10	11–20	21–30	31–40	41–50	51–60	61–70	71–80	81–90	91–100	>100
Kalkpåverkad	12	11	10	6	5	8	3	2	4	1	5
Svagt kalkpåverkad	18	2	2	4	3	3	1	2			3
Okalkad	39	9	8			1	1	2	2	1	4

2.5 Databearbetning, beräkningar och analyser

Tätheten av flodpärlmusslor beräknades för varje lokal genom att dividera antalet funna musslor med lokalens area (individer/m²). Medeltätheten för ett vattendrag beräknades genom att summera tätheterna för alla lokaler och dividera summan med antalet lokaler. I tidsserieanalysen jämfördes tätheter från första och sista inventeringstillfället. Alla täthetsdata transformerades (log₁₀) för att minska spridningen och möjliggöra användandet av parametriska statistiska analyser baserade på normalfördelade data som ANOVA och t-test.

Vid jämförelsen av medeltäthet mellan grupperna (kalkpåverkad, svagt kalkpåverkad och okalkad) användes envägs ANOVA. Skillnader mellan grupperna testades

därefter med ett Tukey post hoc test. Vid analysen av skillnader i täthet över tid i ett vattendrag användes parade t-test.

Andelen juvenila musslor i ett vattendrag beräknades genom att dividera antalet musslor <50 mm med totala antalet längdmätta musslor. Även här jämfördes första och sista undersökningstillfället. Data var inte normalfördelade och skillnaden mellan grupperna testades därför med Mann-Whitney U-test.

Andelen vattendrag med föryngring jämfördes även med data från miljömålsindikatorn "föryngring av flodpärlmussla" för året 2016. År 2016 valdes eftersom nulägesanalysen avsåg data från 2010 till 2016. Skillnaden mellan grupperna analyserades med ett χ^2 -test.

Provfiskedata analyserades med hjälp av envägs ANOVA och ett Tukey post hoc test för jämförelse mellan grupperna. Korrelationer mellan öringtäthet och musseltäthet analyserades med hjälp av analysverktygen *korrelation* och *regression* i Excel.

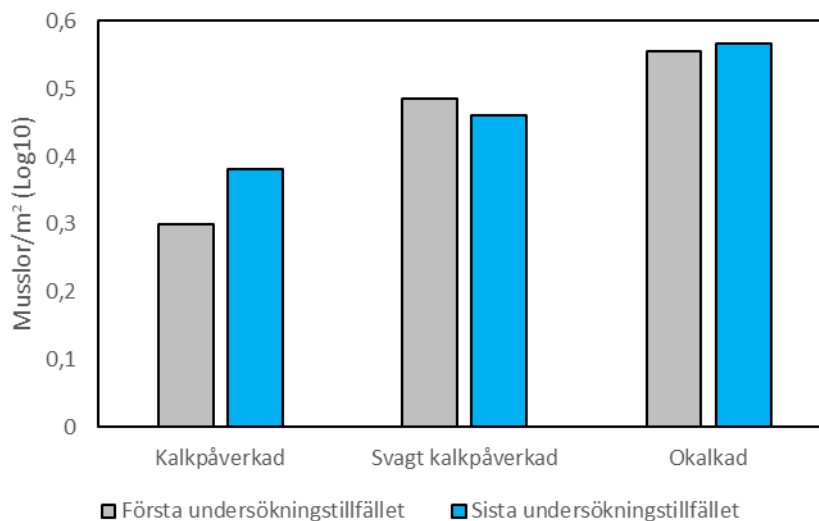
Den statistiskt säkerställda signifikansnivån sattes till $p < 0,05$ och alla statistiska resultat presenteras om p-värdet var $< 0,1$.

3 Resultat

3.1 Utveckling över tid

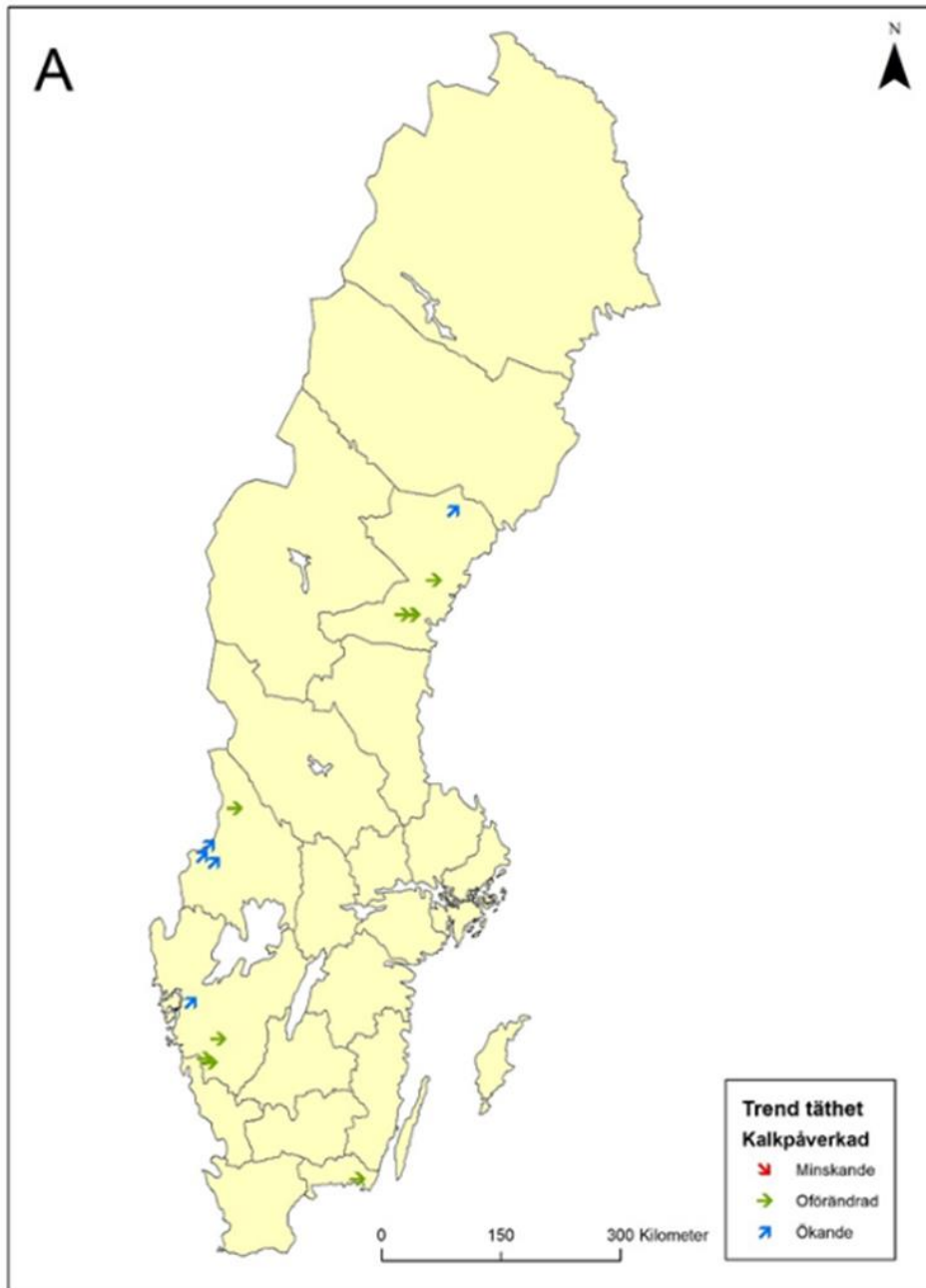
3.1.1 Täthet av flodpärlmussla med undersökningsmetoden statusbeskrivning

I kalkpåverkade vattendrag ökade tätheten av musslor signifikant mellan första och sista undersökningstillfället ($t= 5,04$, $p < 0,00001$, $N= 166$). Okalkade vattendrag uppvisade samma förhållande, men för dessa var ökningen inte statistiskt säkerställd ($t= 1,91$, $p= 0,056$, $N= 459$). I de svagt kalkpåverkade vattendragen minskade tätheten något mellan första och sista undersökningstillfället, men ej signifikant ($p > 0.1$) (Figur 8).

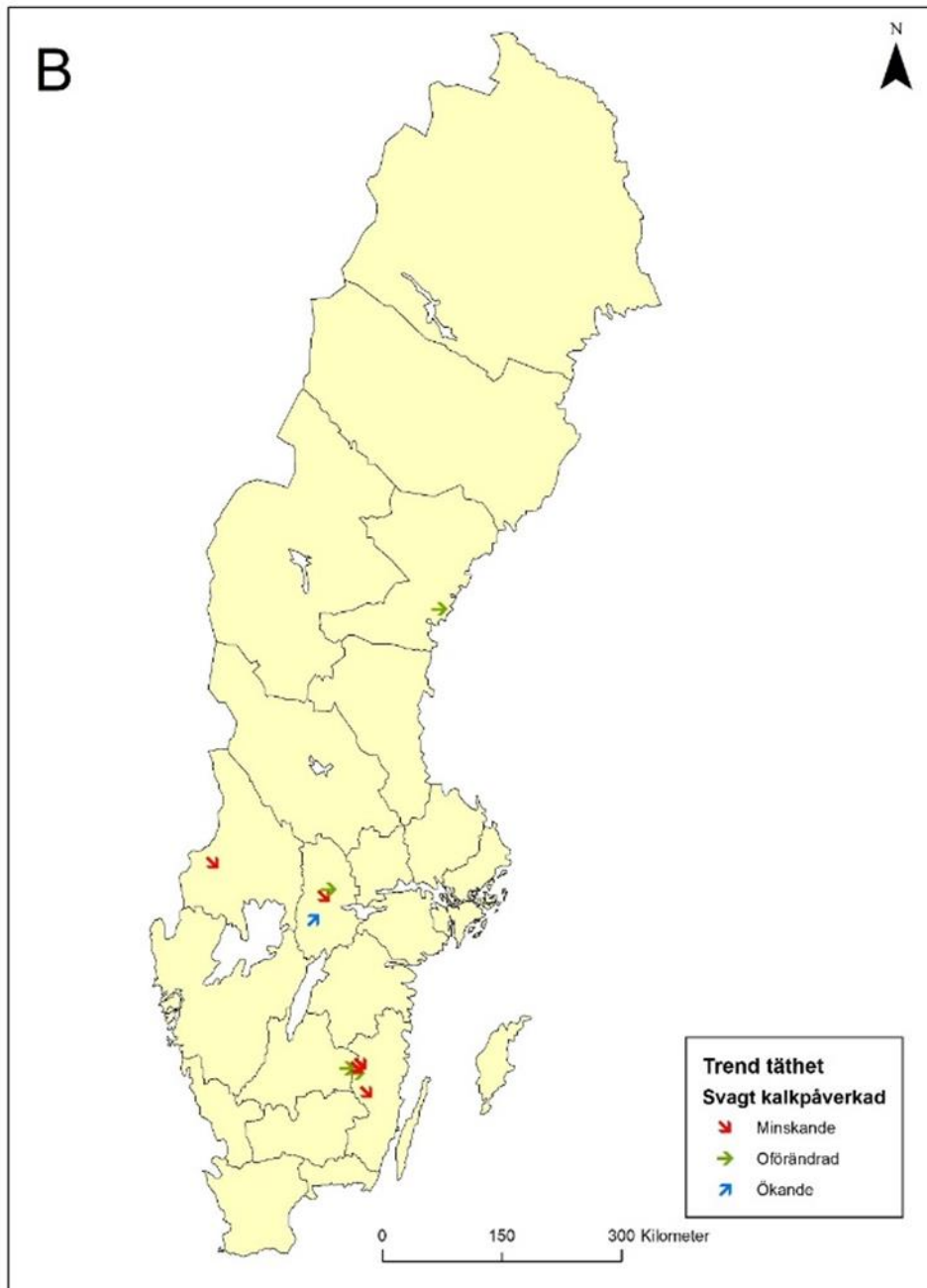


Figur 8. Medeltätheten (log10) av flodpärlmussla vid första respektive sista undersökningstillfället för kalkpåverkade ($n= 14$), svagt kalkpåverkade ($n= 10$) respektive okalkade ($n= 31$) vattendrag där metoden statusbeskrivning använts.

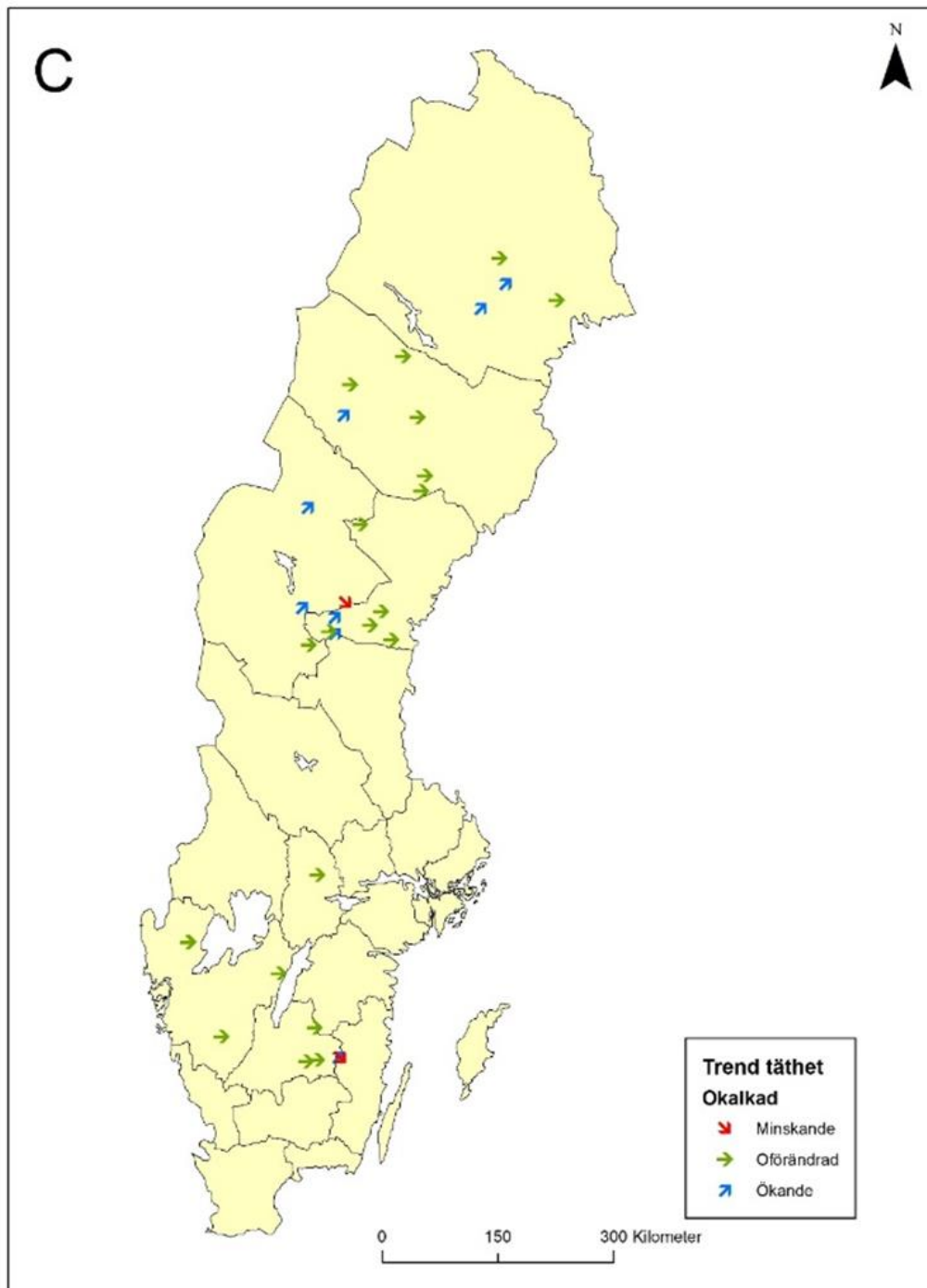
När vattendragen analyserades separat uppvisade fem kalkpåverkade vattendrag en signifikant ökning avseende täthet mellan första och sista undersökningstillfälle. Inget kalkpåverkat vattendrag hade en signifikant minskning (Figur 9, Tabell 3 i Bilaga A, **Error! Reference source not found.**). I ett av de svagt kalkpåverkade vattendragen ökade tätheten signifikant mellan första och sista undersökningen, medan fem hade en signifikant minskning. För övriga fyra vattendrag var skillnaderna inte signifikanta (Figur 10, Tabell 3 i Bilaga A.). Sju av de okalkade vattendragen uppvisade en signifikant ökning avseende täthet mellan första och sista undersökningstillfället, tre hade en signifikant minskning och för övriga 21 vattendrag var skillnaderna inte signifikanta (Figur 11, Tabell 3 i Bilaga A A).



Figur 9. Trender avseende individtätheter för flodpärlmusslan. Avser kalkpåverkade vattendrag som undersökts med metoden statusbeskrivning (n= 14). Signifikanta trender redovisas med pilarnas riktning som ökande eller minskande.



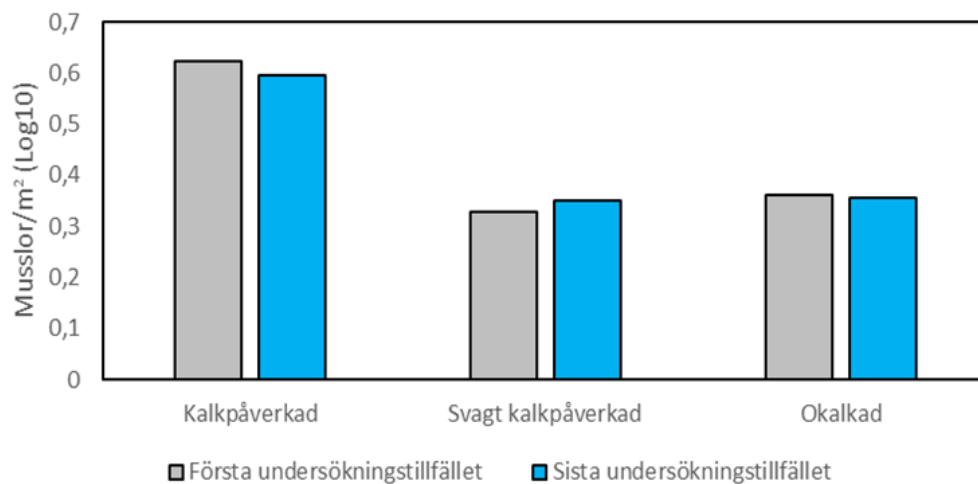
Figur 10. Trender avseende individtätheter för flodpärlmusslan. Avser svagt kalkpåverkade vattendrag som undersökts med metoden statusbeskrivning (n= 10). Signifikanta trender redovisas med pilarnas riktning som ökande eller minskande.



Figur 11. Trender avseende individtätheter för flodpärlmusslan. Avser okalkade vattendrag som undersökts med metoden statusbeskrivning (n= 31). Signifikanta trender redovisas med pilarnas riktning som ökande eller minskande.

3.1.2 Täthet av flodpärlmussla med undersökningsmetoden enkel statusbeskrivning

Det var ingen signifikant skillnad i medeltäthet mellan första och sista undersökningstillfället i någon av de undersökta grupperna: kalkpåverkade, svagt kalkpåverkade eller okalkade vattendrag ($p > 0.1$) (Figur 12).

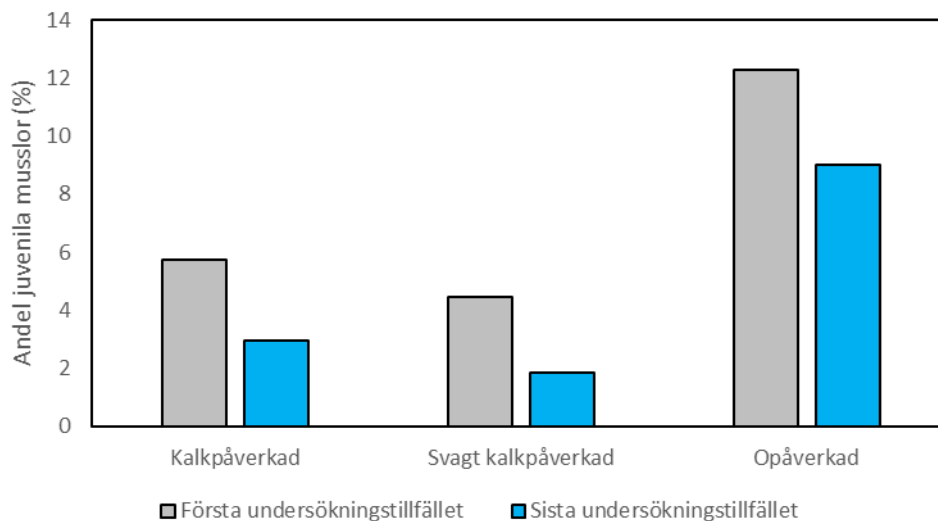


Figur 12. Medeltätheten ($\log_{10}$) av flodpärlmussla vid första respektive sista undersökningstillfället för kalkpåverkade vattendrag ($n = 17$), svagt kalkpåverkade ($n = 19$), respektive okalkade ($n = 38$) vattendrag där metoden enkel statusbeskrivning använts.

3.1.3 Föryngring av flodpärlmussla vid användning av metoden statusbeskrivning

För samtliga vattendragsgrupper var andelen juveniler lägre vid sista undersökningstillfället än vid det första, men minskningarna var inte statistiskt säkerställda ($p > 0.1$) (Figur 13).

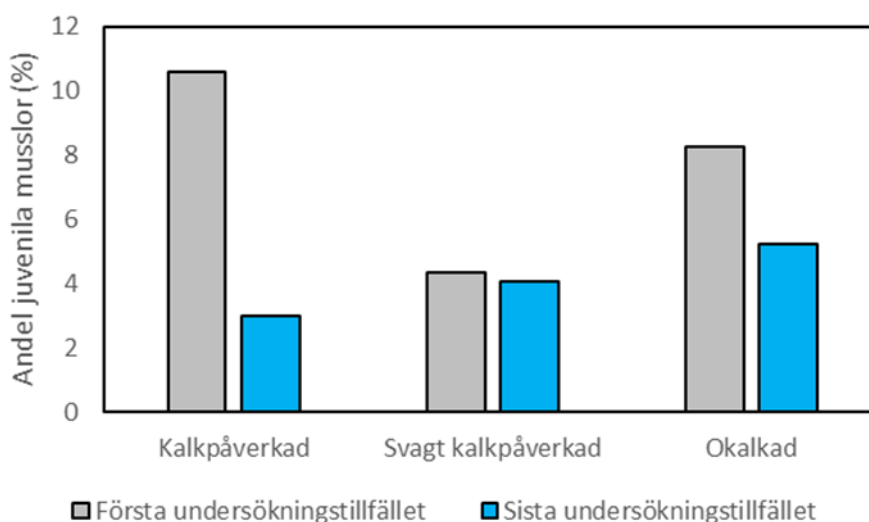
Andelen juveniler var 1,9 gånger högre i okalkade än i kalkade vattendrag vid det första undersökningstillfället och ökade till 3,3 gånger vid det sista ($Z = 2,319$, $p = 0,02$). I förhållande till svagt kalkpåverkade vattendrag uppvisade okalkade vattendrag signifikant högre värden både vid första och sista undersökningstillfället ($Z = 2,226$, $p = 0,026$ respektive $Z = 2,268$, $p = 0,023$).



Figur 13. Andelen juvenila (<50 mm) flodpärlmusslor vid första och sista undersökningstillfället för vattendrag som undersökts med metoden statusbeskrivning. Kalkpåverkade (n= 14), svagt kalkpåverkade (n= 10) och okalkade vattendrag (n= 31). Sällevadsån har lokaler i både den svagt kalkpåverkade och okalkade gruppen. Det gör att det totala antalet vattendrag (N= 54) inte stämmer med summan av antalet vattendrag per grupp (N= 55).

3.1.4 Föryngring av flodpärlmussla vid användning av metoden enkel statusbeskrivning

I alla vattendragsgrupper minskade andelen juvenila mellan första och sista undersökningstillfället men ingen minskning var signifikant: kalkpåverkade ($p > 0,1$), svagt kalkpåverkade ($p > 0,1$) och okalkade vattendrag ($Z = 1,76$, $p = 0,08$) (Figur 14).

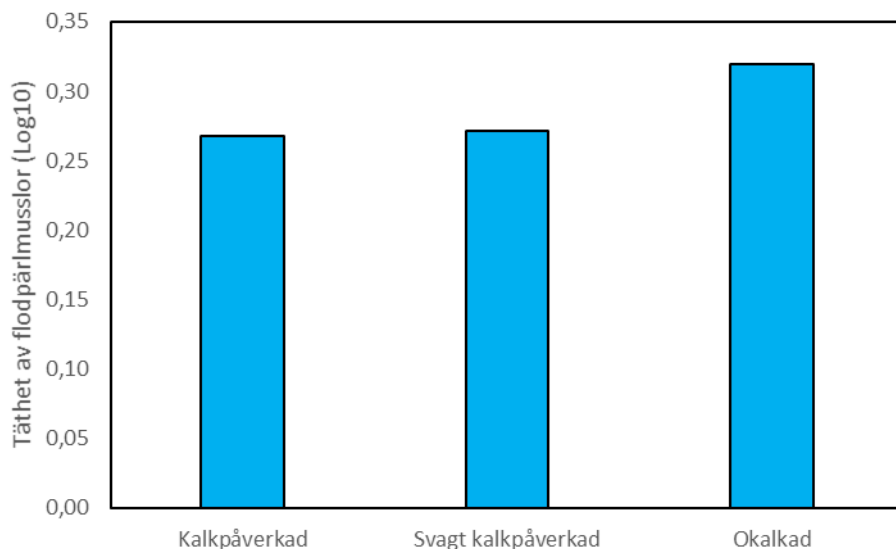


Figur 14. Andelen juvenila (<50 mm) flodpärlmusslor vid första och sista undersökningstillfället för vattendrag som undersökts med metoden enkel statusbeskrivning. Kalkpåverkade (n= 42), svagt kalkpåverkade (n= 24) och okalkade vattendrag (n= 76).

3.2 Nuläge

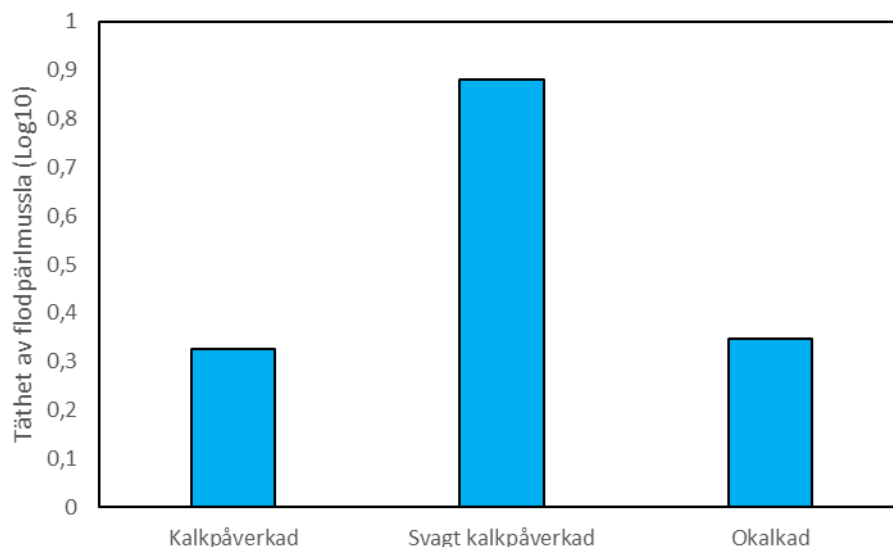
3.2.1 Täthet av flodpärlmussla vid användning av metoden statusbeskrivning

I nulägesanalysen där metoden statusbeskrivning användes tenderade medeltätheten att vara högst i okalkade vattendrag och lägst i kalkpåverkade ($F_{2, 1505} = 2,57$, $p = 0,08$) (Figur 15 **Error! Reference source not found.**).



Figur 15. Medeltäthet (10-logaritmerade antal musslor/m²) för flodpärlmussla vid det senaste inventeringstillfället sedan 2010 på kalkpåverkade (n= 543), svagt kalkpåverkade (n= 210) respektive okalkade (n= 755) lokaler som undersökts med metoden statusbeskrivning. Täthet av flodpärlmussla vid användning av metoden enkel statusbeskrivning

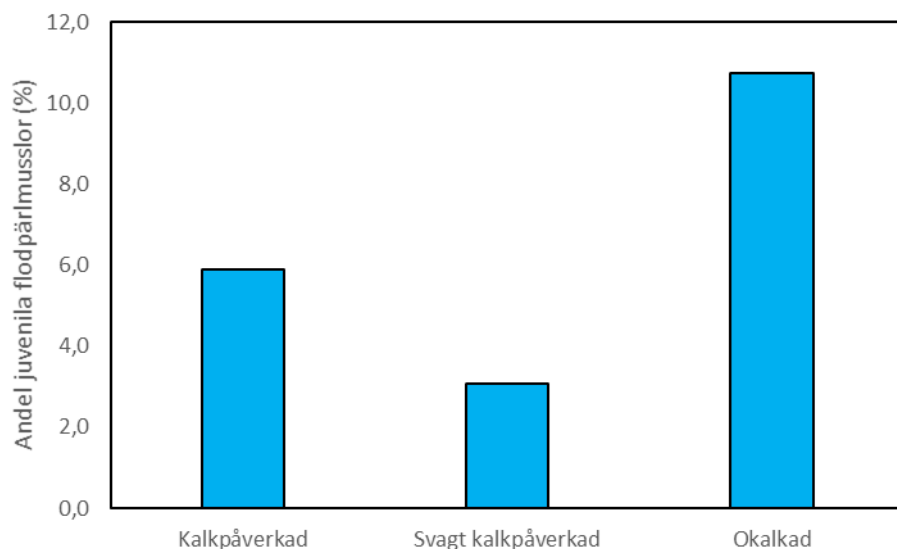
I nulägesanalysen där metoden enkel statusbeskrivning användes var tätheten signifikant högre för svagt kalkpåverkade lokaler och likvärdig för kalkpåverkade och okalkade lokaler ($F_{2, 118} = 3,73$, $p = 0,02$) (Figur 16).



Figur 16. Medeltäthet (log10 av antal musslor/m²) för flodpärlmussla vid det senaste inventeringstillfället sedan 2010 i kalkpåverkade (n= 51), svagt kalkpåverkade (n= 7) respektive okalkade (n= 63) vattendrag som undersökts med metoden enkel statusbeskrivning.

3.2.2 Föryngring av flodpärlmussla vid användning av metoden statusbeskrivning

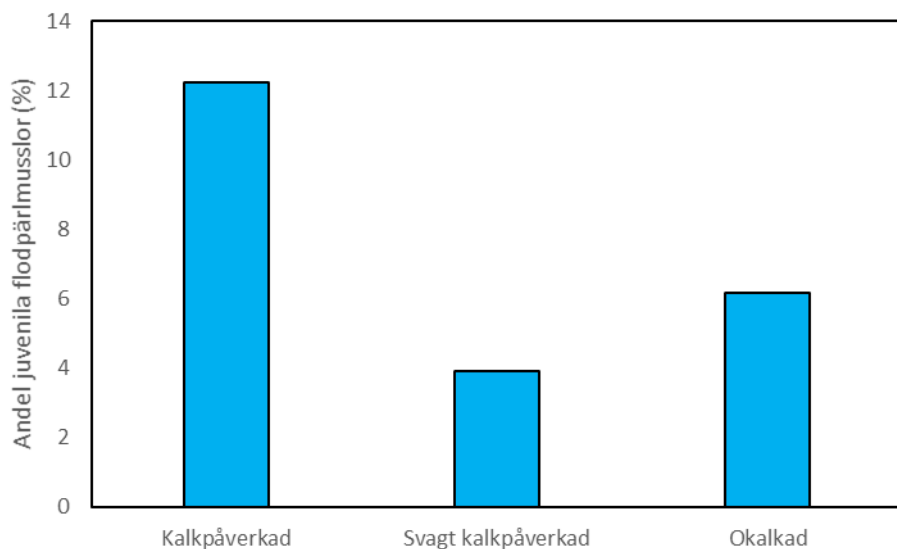
Det var skillnad mellan grupperna med avseende på andelen juvenila, med högst andel (10,7 %) i okalkade vattendrag följt av kalkpåverkade (5,9 %) och svagt kalkpåverkade (3,1 %) (Figur 17 **Error! Reference source not found.**). Skillnaden var dock bara signifikant för den okalkade gruppen jämfört med övriga grupper ($F_{2, 850} = 25,18$, $p = 0,00001$). Mellan de kalkpåverkade och svagt kalkpåverkade var det ingen signifikant skillnad ($p > 0.1$) (Figur 17).



Figur 17. Medelvärde för andel juvenila flodpärlmusslor vid det senaste inventeringstillfället sedan 2010 på lokaler som undersökts med metoden statusbeskrivning. Antal lokaler: den kalkpåverkade gruppen (n= 317), den svagt kalkpåverkade gruppen (n= 101) och den okalkade gruppen (n= 432).

3.2.3 Föryngring av flodpärlmussla vid användning av metoden enkel statusbeskrivning

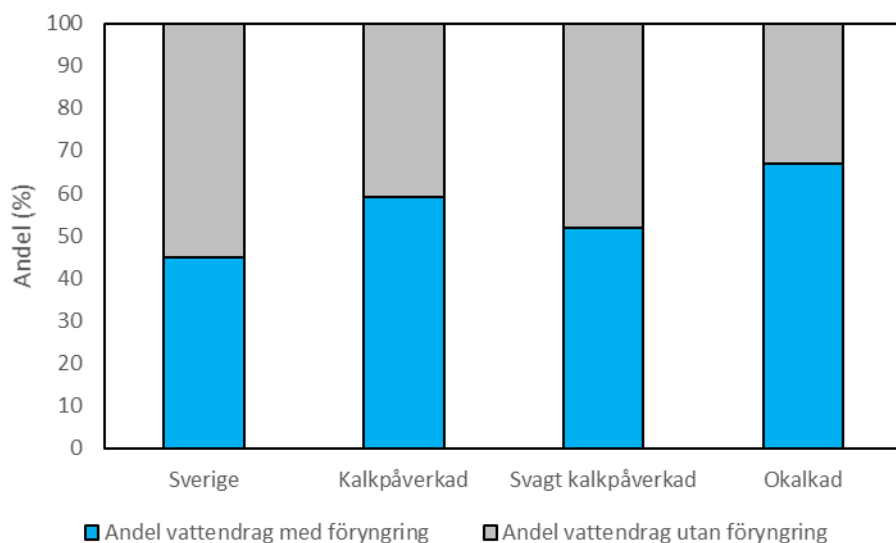
I de kalkpåverkade vattendragen uppgick andelen juvenila musslor i medeltal till 12,2 %. Motsvarande noteringar för de svagt kalkpåverkade var 3,9 % och för de okalkade 6,2 %. Skillnaden mellan grupperna var inte signifikant ($p > 0.1$) (Figur 18).



Figur 18. Medelvärde för andel juvenila flodpärlmusslor vid det senaste inventeringstillfället sedan 2010 på lokaler som undersökts med metoden enkel statusbeskrivning. Antal lokaler: den kalkpåverkade gruppen (n= 29), den svagt kalkpåverkade gruppen (n= 5) och den okalkade gruppen (n= 57).

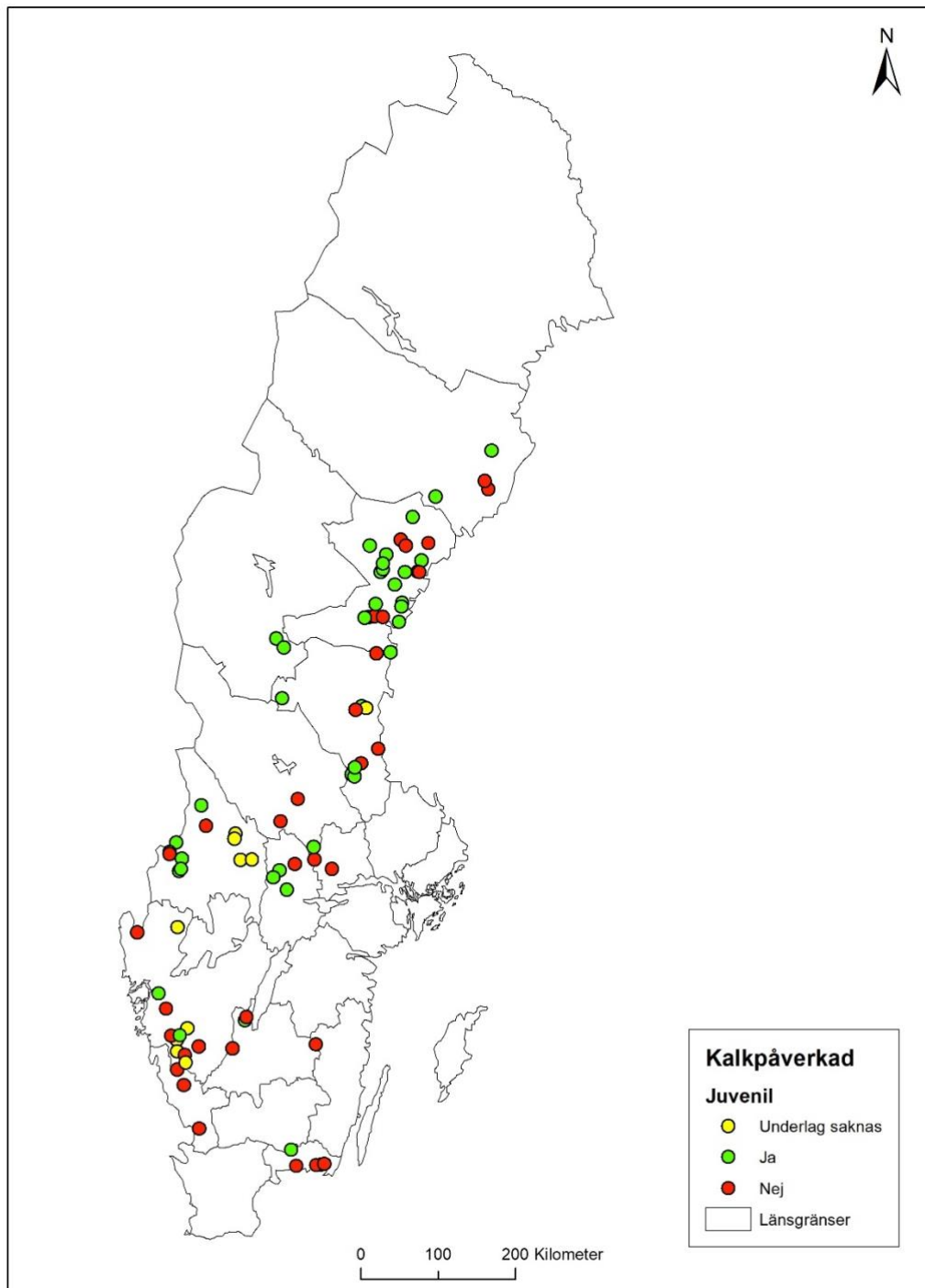
3.2.4 Föryngring av flodpärlmussla oavsett använd inventeringsmetod

I miljömålsindikatorn *föryngring av flodpärlmussla* ingår samtliga kända bestånd av flodpärlmussla. År 2016 uppgick de till 633. I 288 bestånd (45 %) förekom föryngring och i 345 (55 %) hade inga juvenila musslor hittats (Figur 19). I de kalkpåverkade vattendrag som ingår i denna utvärdering ($n = 93$) har föryngring konstaterats i 59 %, medan andelen i okalkade vattendrag ($n = 183$) var 67 %. Andelen med föryngring var signifikant högre i både de kalkpåverkade ($X^2 = 6,05$, $p = 0,01$) och okalkade vattendragen ($X^2 = 26,78$, $p = 0,00001$) jämfört med samtliga kända bestånd. Även svagt kalkpåverkade vattendrag hade en högre andel med föryngring än svenska genomsnittet, men skillnaden var inte signifikant ($p > 0.1$).

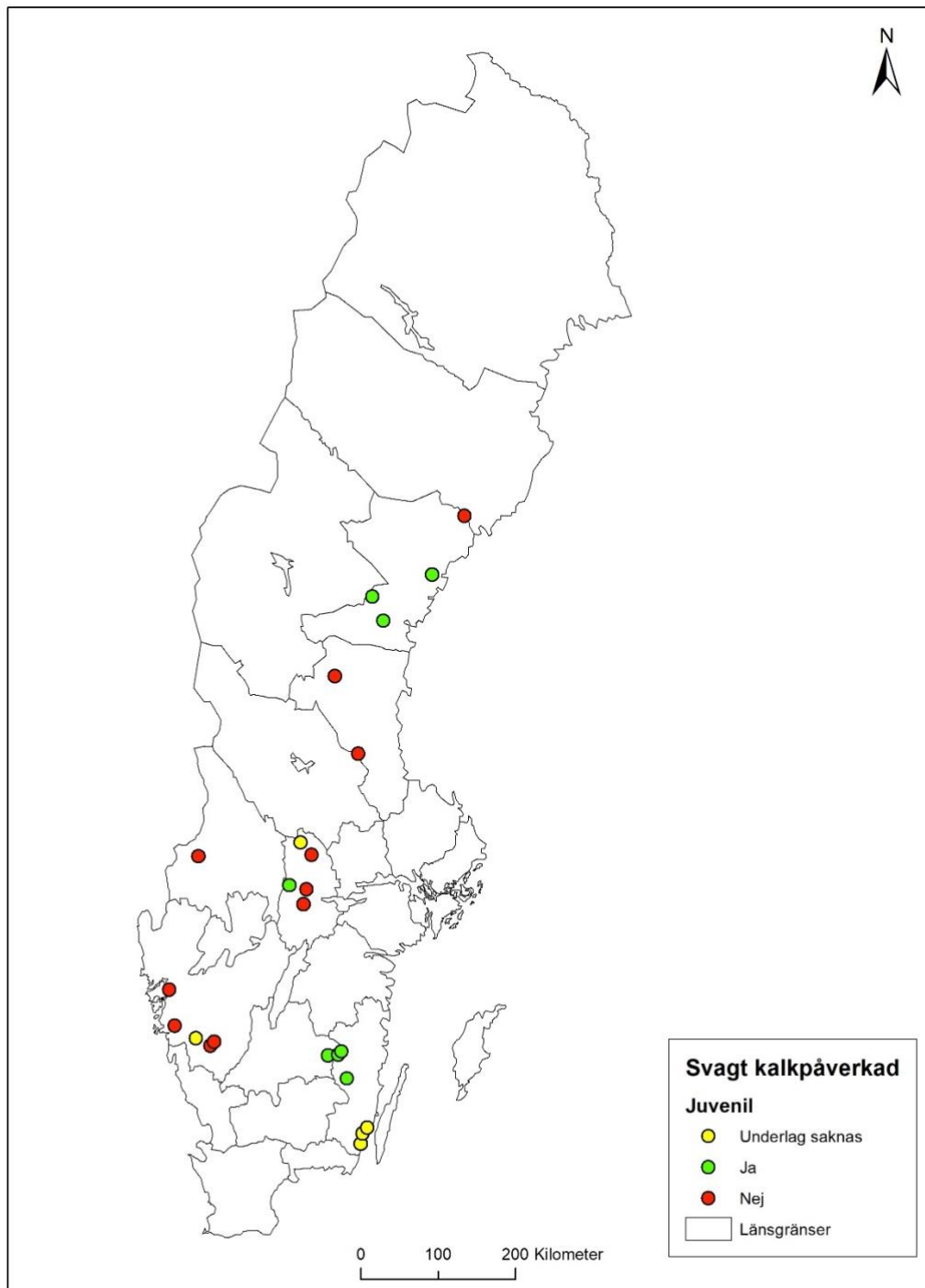


Figur 19. Andel vattendrag med och utan föryngring i samtliga kända svenska bestånd av flodpärlmussla ($n = 633$ som ingår i indikatorn "föryngring av flodpärlmussla" år 2016) samt i de kalkpåverkade ($n = 93$), svagt kalkpåverkade ($n = 56$) och okalkade ($n = 183$) vattendragen i denna utvärdering.

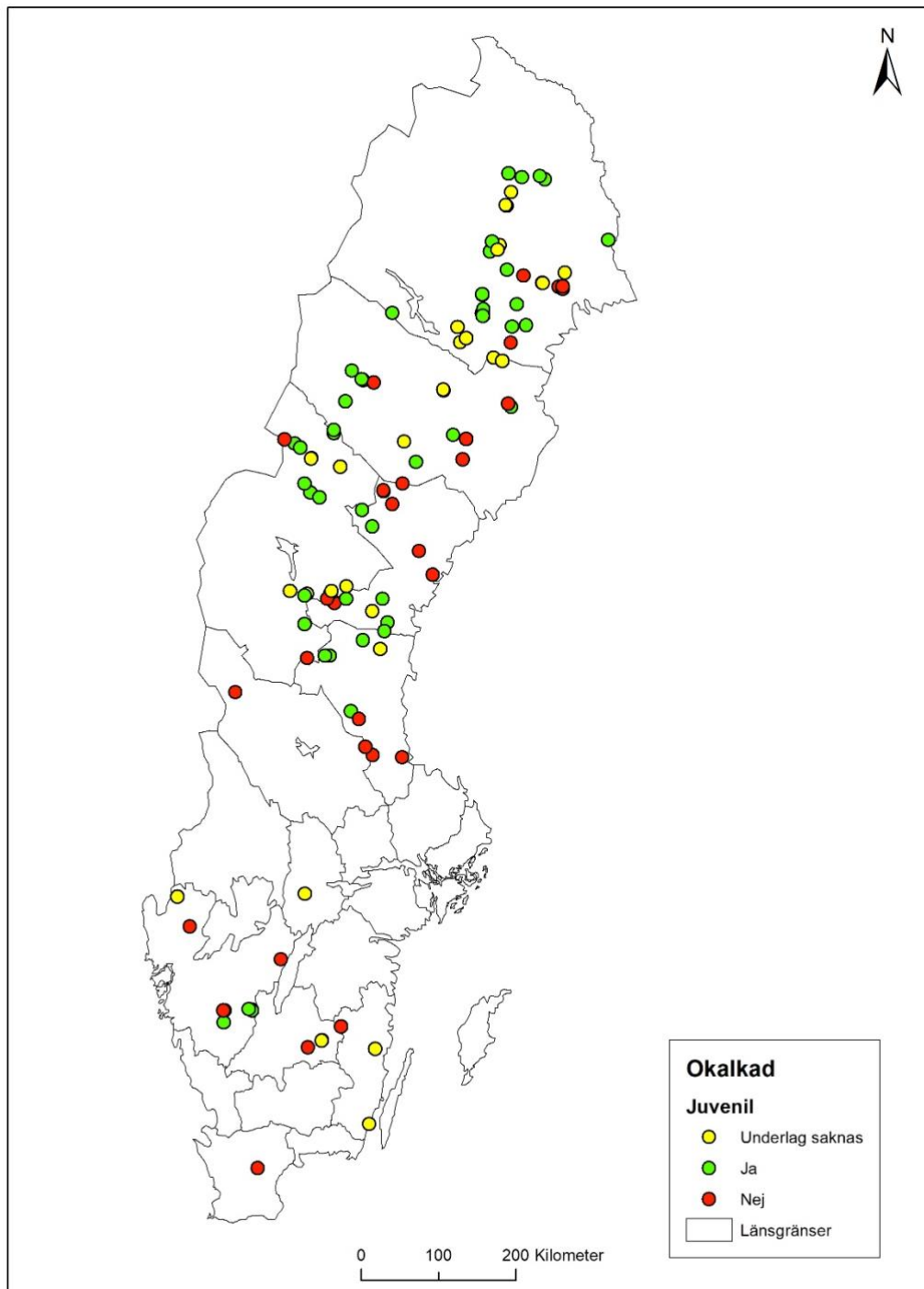
Vattendragen som ingår i nulägesanalysen och där det förekommer föryngring av flodpärlmussla är inte jämnt fördelade över landet (Figur 20 **Error! Reference source not found.**–22). Majoriteten vattendrag med föryngring ligger i Svealand och Norrland förutom ett fåtal vatten i Blekinge, Jönköpings, Kalmar och Västra Götalands län.



Figur 20. Kalkpåverkade vattendrag med och utan föryngring samt kalkpåverkade lokaler där juvenil förekomst inte kan påvisas eftersom musslorna inte längdmäts.



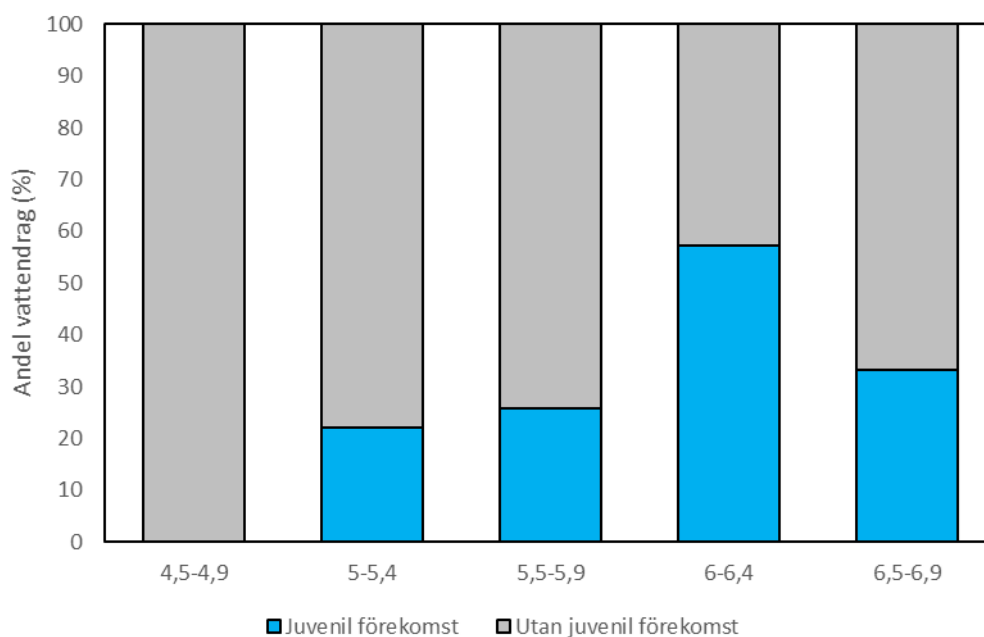
Figur 21. Svagt kalkpåverkade vattendrag med och utan föryngring samt svagt kalkpåverkade lokaler där juvenil förekomst inte kan påvisas eftersom musslorna inte längdmäts.



Figur 22. Okalkade vattendrag med och utan föryngring samt okalkade lokaler där juvenil förekomst inte kan påvisas eftersom musslorna inte längdmätts.

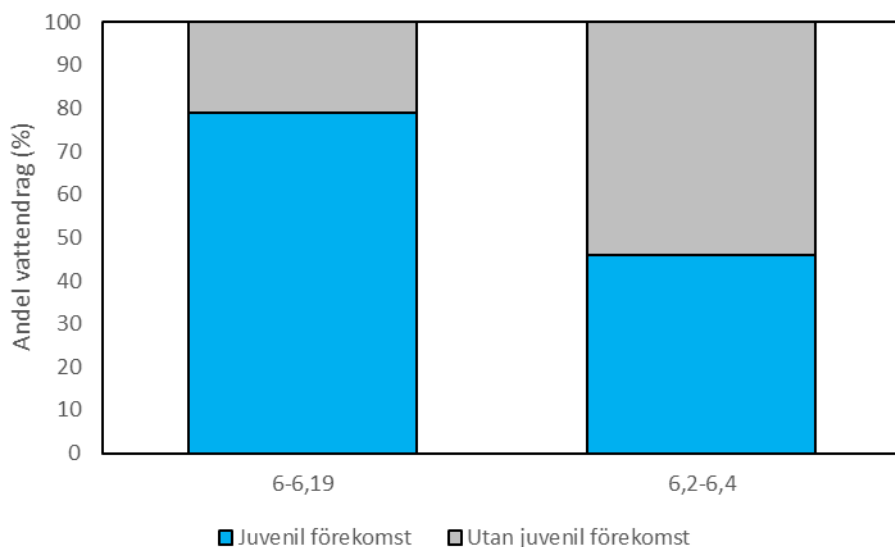
3.3 pH-värdets betydelse

Juvenila musslor noterades i kalkade vattendrag med $\text{pH}_{\min}$ 5,3–6,9 under 10–20 år innan musselinventeringen. Den högsta andelen lokaler med föryngring förekom inom $\text{pH}_{\min}$ -intervallet 6,0–6,4, där drygt 50 % hade juvenila musslor. Därefter följde lokaler i $\text{pH}_{\min}$ -intervallet 6,5–6,9 (33 %). Lägst andel noterades vid $\text{pH}_{\min}$ 5,0–5,4 (23 %). I det pH-intervallet påträffades juvenila musslor vid två tillfällen och det är i samma vattendrag (Börkelån i Västernorrlands län) men vid två olika tidpunkter (Figur 23).



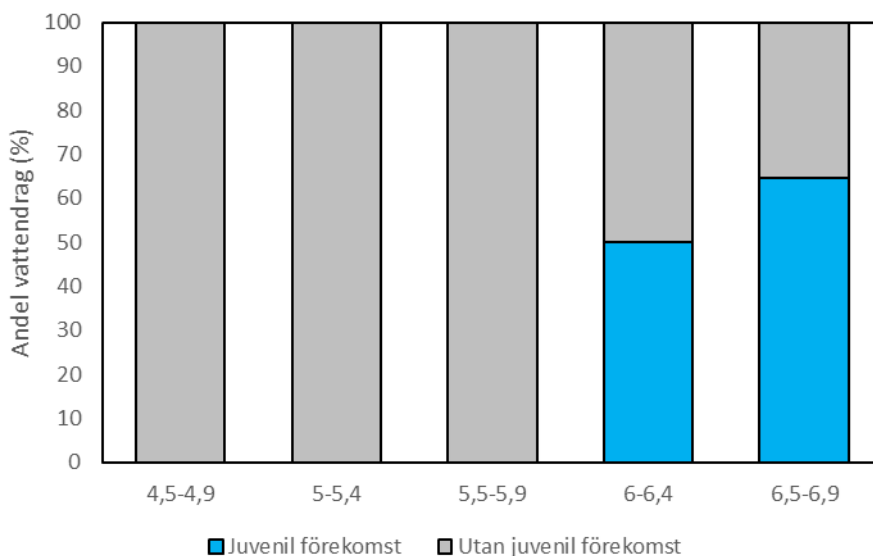
Figur 23. Andel kalkade vattendrag med och utan juvenila flodpärlmusslor i förhållande till min-pH 10–20 år innan musselinventeringen. Antalet observationer är: 4,5–4,9 (n= 6); 5-5-4 (n= 9); 5,5–5,9 (n= 27); 6–6,4 (n= 56) och 6,5–6,9 (n= 9).

Eftersom pH-målet för flodpärlmussla är 6,2 i kalkade vattendrag delades intervallet 6–6,4 i två intervall, 6–6,19 och 6,2–6,4. Andelen med juvenil förekomst var signifikant högre i det lägre pH-intervallet ($X^2= 5,58$, $p= 0,02$) (Figur 24).



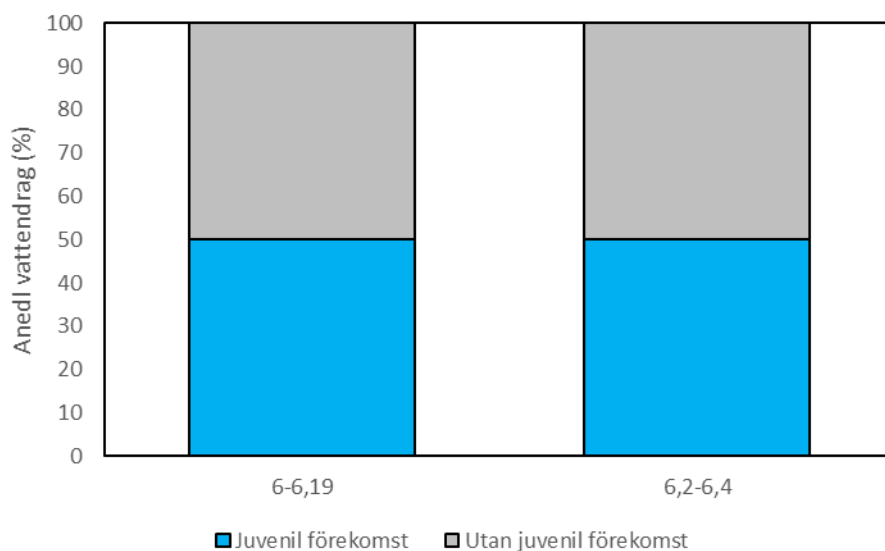
Figur 24. Andel kalkade vattendrag med och utan juvenila flodpärlmusslor i förhållande till min-pH 10–20 år innan musselinventeringen. Antalet observationer är: 6–6,19 (n= 19) och 6,2–6,4 (n= 37).

I de svagt kalkpåverkade vattendragen noterades juvenil förekomst inte i något vattendrag med pH <6,0 (Figur 25). Andel vattendrag med juvenil förekomst var högst i pH_{min}-intervallet 6,5–6,9, men skillnaden mot intervallet 6–6,4 var inte signifikant ($p > 0.1$) (Figur 25).



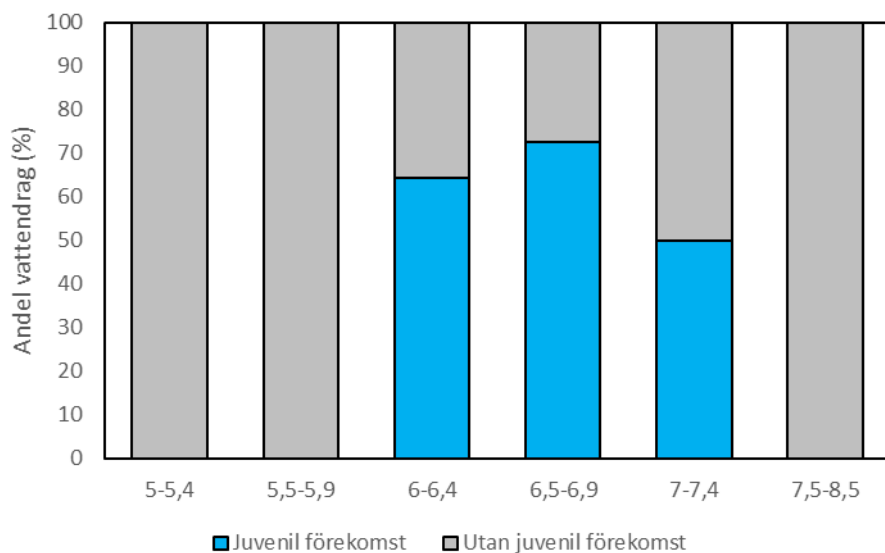
Figur 25. Andel svagt kalkpåverkade vattendrag med och utan juvenila flodpärlmusslor i förhållande till min-pH 10–20 år innan musselinventeringen. Antalet observationer är: 4,5–4,9 (n= 1); 5–5,4 (n= 1); 5,5–5,9 (n= 2); 6–6,4 (n= 42) och 6,5–6,9 (n= 17).

Även för de svagt kalkpåverkade vattendragen delades intervallet 6–6,4 i två nya intervall. Andelen med och utan juvenil förekomst var likvärdig i dessa intervall (Figur 26).



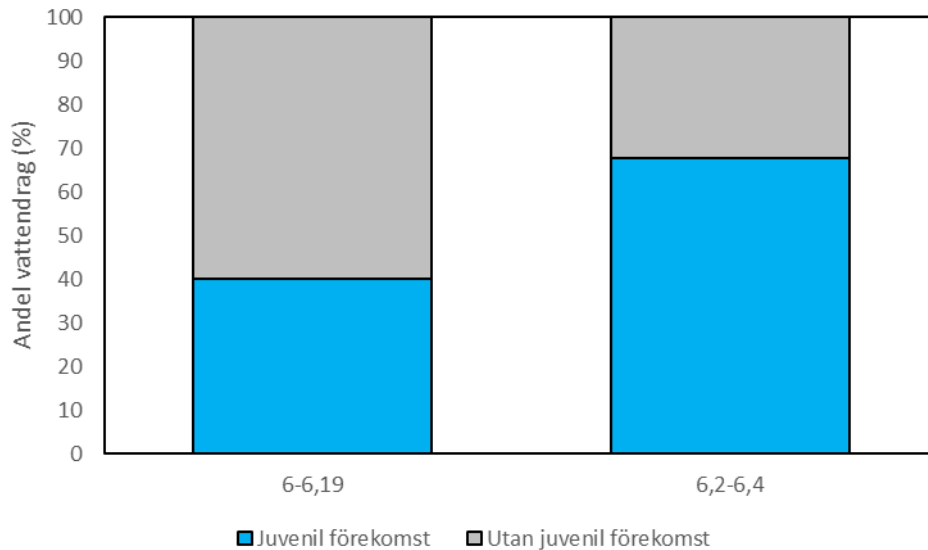
Figur 26. Andel svagt kalkpåverkade vattendrag med och utan juvenila flodpärlmusslor i förhållande till min-pH 10–20 år innan musselinventeringen. Antalet observationer är: 6–6,19 (n= 10) och 6,2–6,4 (n= 32).

I de okalkade vattendragen återfanns inga populationer med juvenil förekomst vid pH-värden <6 och andelen med föryngring var högst i intervallet 6,5–6,9 (Figur 27).



Figur 27. Andel okalkade vattendrag med och utan juvenila flodpärlmusslor i förhållande till min-pH 10–20 år innan musselinventeringen. Antalet observationer är: 5–5,4 (n= 1); 5,5–5,9 (n=1); 6–6,4 (n= 42); 6,5–6,9 (n= 55); 7–7,4 (n= 14) och 7,5–8,5 (n=2).

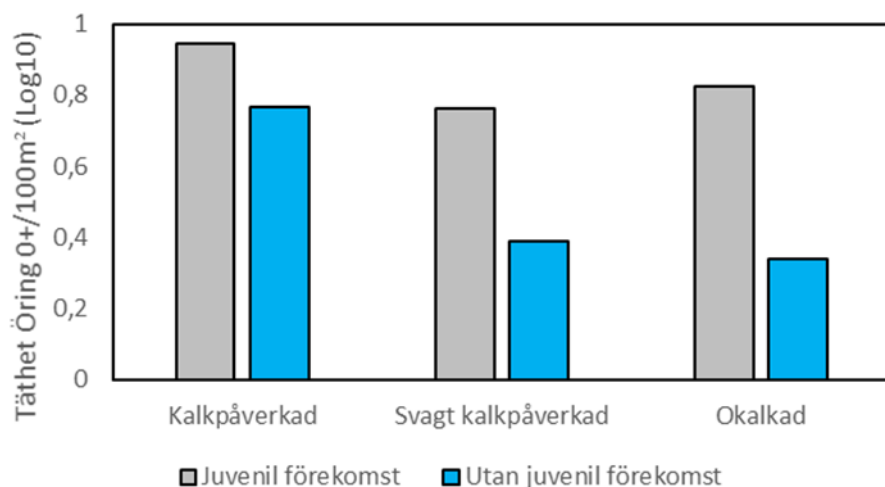
Uppdelning av pH intervallet 6–6,4 i två nya intervall gav ingen signifikant skillnad mellan intervallen ($p > 0.1$) (Figur 28).



Figur 28. Andel okalkade vattendrag med och utan juvenila flodpärlmusslor i förhållande till min-pH 10–20 år innan musselinventeringen. Antalet observationer är: 6–6,19 ($n = 5$) och 6,2–6,4 ($n = 37$).

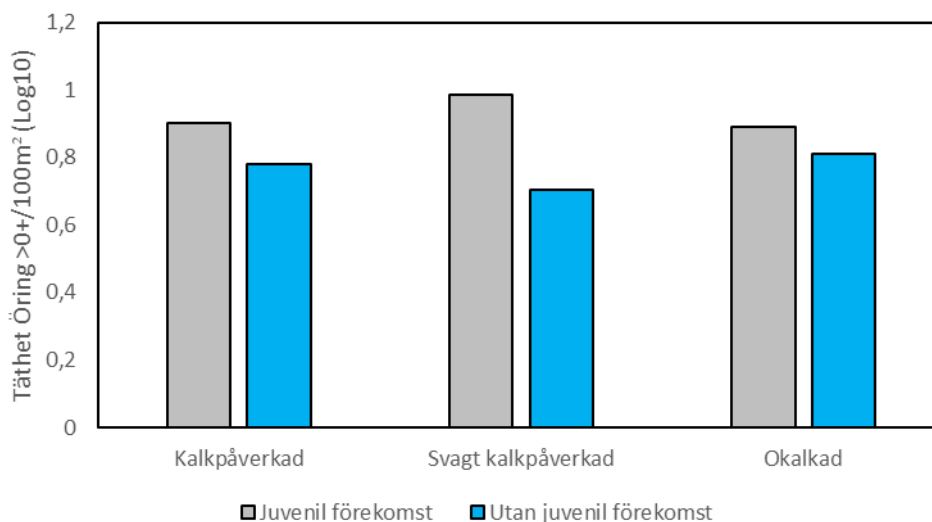
3.4 Betydelsen av öring

Individtätheten av öring (årsungar, 0+), 10–20 år innan musselinventeringar, i vattendrag med juvenila musslor tenderade att vara högre i de kalkpåverkade vattendragen (32,9 öringar/100m²) än i de övriga grupperna, (10,6 & 14,0 öringar/100m²) ($p > 0.1$), dock inte signifikant säkerställt (Figur 29). Däremot var tätheten av öring i vattendrag utan juvenil förekomst av musslor signifikant högre i de kalkade vattendragen jämfört med övriga grupper ($F_{2,127} = 6,63$, $p = 0,001$) (Figur 29). Inom grupperna var tätheterna av öring generellt högre i vattendrag med juvenil förekomst, men inte för någon av grupperna var skillnaden signifikant ($p > 0.1$) (Figur 29).



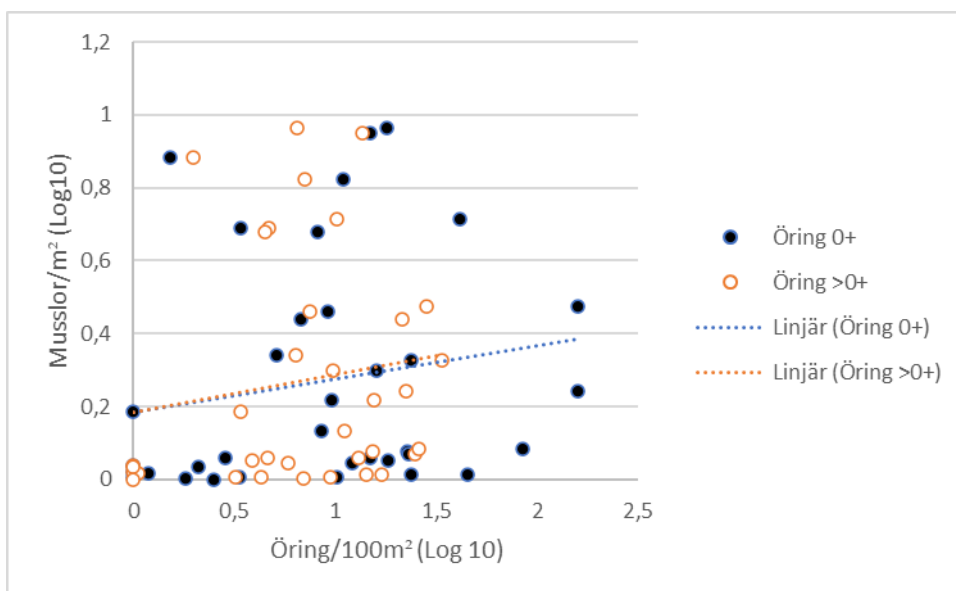
Figur 29. Medeltäthet, 10–20 år innan musselinventeringar, (log10-värden) av öringårssyngel (0+) i vattendrag med och utan juvenil förekomst av flodpärlmussla på kalkpåverkade (n= 87 & 86), svagt kalkpåverkade (n= 25 & 37) respektive okalkade (n= 81 & 7) lokaler.

Motsvarande analys av äldre öring (>0+) visade ingen signifikant skillnad mellan vattendragsgrupperna med förekomst av juvenila musslor (Figur 30) eller utan juvenil förekomst ($p > 0.1$). För de svagt kalkpåverkade vattendragen var tätheten av äldre öring signifikant lägre i vattendrag utan juvenila musslor jämfört med de med juveniler ($Z = -2.23$, $p = 0.02$). I de övriga grupperna var det ingen signifikant skillnad i täthet av öring mellan vattendrag med eller utan juvenila musslor, kalkpåverkade och okalkade ($p > 0.1$) (Figur 30).



Figur 30. Medeltäthet (log10-värden) av äldre öring (>0+) i vattendrag med juvenil förekomst av flodpärlmussla på kalkpåverkade (n= 87 & 86), svagt kalkpåverkade (n= 25 & 37) respektive okalkade (n= 81 & 7) lokaler.

Det fanns inget signifikant samband mellan musseltäthet och täthet av öringar (årsklass 0+ och >0+) kopplat till täthet av musslor i kalkpåverkade vattendrag ($p > 0.1$). En regressionsanalys visade på ett mycket svagt förhållande ($R^2 = 3\%$) och positiv trend ($F_{1,78} = 1,10$, $p = 0,06$) mellan täthet av årsungar hos öring (0+) och musseltäthet (Figur 31).



Figur 31. Täthet av flodpärlmussla i relation till täthet av årsungar av öring (0+) och äldre öring (>0+) på kalkade lokaler (n= 35). Elfisken i analysen är utförda 10–20 år innan musselinventeringarna.

4 Diskussion

4.1 Effekter av kalkning på flodpärlmusslan

4.1.1 Täthet av flodpärlmussla

Den generella bilden är att individtäthet för flodpärlmusslan ökat signifikant i kalkpåverkade vattendrag, medan ökningen i okalkade vattendrag inte var statistiskt säkerställd. I vattendrag med svag kalkpåverkan var utvecklingen negativ, men inte signifikant. Slutsatserna gäller för vattendrag där metoden *statusbeskrivning* använts. Vattendrag där metoden *enkel statusbeskrivning* använts uppvisade inga signifikanta trender för någon av grupperna, men i de kalkade vattendragen var trenden negativ. Skillnaden i utfall innebär att det inte går att dra några säkra slutsatser. Till en del torde skillnaden bero på att underlagsmaterialet är begränsat och att den geografiska spridningen är ojämn. Flertalet kalkade vattendrag med en positiv utveckling återfanns inom landets mera förurningspåverkade län, Värmland och Västra Götaland, medan de vattendrag som undersökts med *enkel statusbeskrivning* ligger i Västernorrland och Gävleborg. Utifrån ett vattenkemiskt perspektiv är de länen inte särskilt drabbade av förurning och dessutom är den vattenkemiska effekten av kalkning avsevärt lägre (Fölster et.al 2020; Ahlström 2020).

Resultaten från nulägesanalysen visade inga signifikanta skillnader mellan grupperna med avseende på tätheter, när metoden *statusbeskrivning* använts. De okalkade vattendragen hade något högre täthet än övriga grupper, vilket även framgick i tidsserieanalysen. Vad det beror på är svårt att säga, men en möjlig förklaring är att urvalet av okalkade vattendrag som inventerats är skevt och styrt mot populationer med hög status. Misstanken styrks av att okalkade vattendrag hade betydligt högre andel med föryngring än landets samtliga bestånd som ingår i miljömålsindikatorn "föryngring av flodpärlmussla".

Där metoden *enkel statusbeskrivning* använts var tätheterna likvärdiga i kalkade och okalkade vattendrag. I vattendrag med svag kalkpåverkan var tätheterna signifikant högre. Dessa omfattade bara sju vattendrag med en stor variation orsakad av en utliggare, vilket gör att resultatet bör hanteras med försiktighet.

4.1.2 Föryngring av flodpärlmussla

Vid analysen av utvecklingen över tid återfanns inga signifikanta förändringar avseende andelen juvenila flodpärlmusslor. I vattendrag där inventeringsmetoden *statusbeskrivning* använts var trenden negativ för samtliga vattendragsgrupper. För okalkade vattendrag var trenden negativ även där *enkel statusbeskrivning* nyttjats, men i kalkpåverkade vattendrag var situationen oförändrad. Den negativa utvecklingen stämmer inte överens med den positiva trend som miljömålsindikatorn "föryngring av flodpärlmussla" visar. Det bör dock påpekas att miljömålsindikatorn inte tar hänsyn till antalet juveniler, utan enbart till förekomst.

I nulägesanalyser där metoden *statusbeskrivning* använts var andelen juvenila musslor signifikant högre i okalkade vattendrag än i de övriga. I vattendrag där metoden *enkel statusbeskrivning* använts fanns ingen signifikant skillnad mellan grupperna. Som tidigare nämnts är utfallet av jämförelsen mellan kalkpåverkade och okalkade vattendrag svårtolkat eftersom de senare sannolikt utgör ett skevt urval. Därför är det mer relevant att jämföra med miljömålsindikatorn "föryngring av flodpärlmussla". Jämfört med samtliga kända bestånd var andelen med rekrytering signifikant högre i de kalkade vattendrag som ingick i denna utvärdering. Om, eller i vilken grad, detta är en effekt av kalkning är omöjligt att bedöma.

Att andelen juvenila minskar över tid samtidigt som tätheterna ökar framstår som motsägelsefullt. En sannolik förklaring är att juvenila musslor ligger nedgrävda i många år innan de blir synliga på botten. De inventeringsmetoder som används innefattar inte en genomsökning av bottenmaterialet och därför beror fynden av juvenila till stor del på inventerarens erfarenhet. De svenska inventeringsmetoderna ger därför en begränsad möjlighet att kvantifiera juvenil förekomst.

4.2 Vattenkemiska krav för flodpärlmusslan

Flodpärlmusslan förekom bara undantagsvis i vatten med pH-värden under 6,0. Jämförs grupperna utan hänsyn till juvenil förekomst var andelen högst i den kalkpåverkade gruppen (39 %), följt av den svagt kalkpåverkade (7 %), och i de okalkade vattendragen förekom bara 2 % vid pH <6,0. Juvenila musslor återfanns i 8 % av de kalkade vattendragen med pH under 6,0, medan inga juveniler konstaterades i de övriga vattendragsgrupperna vid pH <6,0. Den högsta andelen med föryngring i kalkade vattendrag återfanns vid pH_{min} 6,0–6,4. I det intervallet var andelen vattendrag med föryngring likvärdigt i kalkade och okalkade vattendrag. Vid högre pH_{min} (6,5–6,9) sjönk andelen med juvenila musslor i kalkade vattendrag, medan den ökade i de okalkade.

Jämförelsen mellan pH_{min} 6,0–6,19 och 6,20–6,40 gjordes för att bedöma relevansen av pH-målet på 6,2 som tillämpas i kalkade vattendrag med flodpärlmussla. I de kalkade vattnen var det signifikant fler bestånd som uppvisade föryngring vid pH 6,0–6,2 än i det högre pH-intervallet. I de okalkade vattnen var förhållandet motsatt, men inte signifikant. En bidragande orsak torde vara att vattenprovtagningen i de kalkade vattendragen är mera inriktad på att pricka tillfällen med förväntat låga pH-värden, exempelvis höglöden. I flertalet vatten, både kalkade och okalkade, var emellertid provfrekvensen för låg för att kunna ge en rättvis skattning av lägsta pH. I *Kalkningshandboken* (Naturvårdsverket 2010) rekommenderas minst 6 provtillfällen per år för att skatta lägsta pH. I underlaget till denna utvärdering uppfyllde 22 % av de kalkade och 15 % av de okalkade vattendragen den rekommendationen. Därmed är det givet att de redovisade värdena på pH_{min} är avsevärt högre än de som faktiskt förekommit. Trots överskattningen av pH_{min} stödjer inte resultaten hypotesen att föryngringen av flodpärlmussla gynnas om pH inte sjunker under 6,2 jämfört med ett lägsta pH på 6,0–6,2.

Mot bakgrund av hur mycket pengar som satsas på kalkning med flodpärlmusslan som motiv är det anmärkningsvärt att kunskapen om effekter från försurningen och kalkningen är så begränsad. De enda vetenskapligt dokumenterade undersökningar som gjorts avseende effekterna av kalkning är de som Lennart Henrikson beskriver i sin avhandling där överlevnaden nedströms doserare var högre än uppströms (Henrikson 1996). I Sverige har inga studier genomförts med syfte att undersöka i vilken grad musslans yngre livsstadier är känsliga för låga pH och höga halter av oorganiskt aluminium. Eventuella effekter av oorganiskt aluminium är i det närmaste outforskade: det finns en norsk studie som visar att larver av dammussla på gälar av abborre påverkas negativt (Pettersen et al. 2006). Taskinen et al. (2011) genomförde försök med tillsats av aluminium men vid höga pH-värden (6,8). Likväl visade den studien att dödligheten för frilevande glochidier ökade vid höga aluminiumhalter. Däremot ökade inte dödligheten för larver fastsatta på fiskgälar eller för juveniler. Eftersom pH-värdet var högt torde inte fiskens gälar ha påverkats av aluminium, vilket även borde ha kunnat påverka fastsatta larver.

Med utgångspunkt från den begränsade kunskapsnivån framstår de frilevande glochidierna som mest känsliga. Efter att glochidierna fäst på en fiskgäle minskar känsligheten och den färdigutvecklade musslan förefaller relativt tålig mot låga pH-värden, även som juvenil. Perioden med fria glochidier infaller under juli–augusti i södra Sverige och i mitten av september i mellersta och norra Sverige. För att bedöma eventuella effekter av låga pH-värden behöver således även tidpunkten beaktas. Generellt i kalkade vattendrag noteras vanligen lägsta pH under januari–mars i södra Sverige och mars–maj i norr (Ahlström 2020). I juli och augusti är det ofta låga vattenflöden och därmed höga pH i kalkade vattendrag. I september kan det vissa år noteras låga pH-värden i samband med kraftiga regn. Utvärderingen ger inget stöd för att flodpärlmusslan i kalkade vattendrag påverkas redan vid pH-värden på 6,2, vilket är grunden för pH-målet på 6,2. Dessutom är det generellt svårast att uppnå pH-målen under perioder när flodpärlmusslan inte har frilevande larver. För flertalet kalkade vattendrag betyder det att ett uppfyllt pH-mål på 6,0 automatiskt innebär att pH inte sjunker under 6,2 under perioden när larverna är frilevande.

Att flodpärlmusslan skulle vara kalciofob, dvs. sky kalcium, torde vara en myt som för länge sedan borde avfärdats (Björk 1962). Det är förmodligen andra faktorer som samvarierar med höga kalciumhalter, exempelvis näringsrika vatten och därmed följande jordbruksaktiviteter i finkorniga jordar. Detta kan leda till grumling och igenslamning av botten, något som har beskrivits som ett hot mot svenska populationer (Österling et al. 2010). Degerman et al. (2013) konstaterade också att höga fosforhalter var den parameter som hade tydligast negativ effekt på flodpärlmusslans beståndsstus. I en nyligen genomförd utvärdering konstaterades att den genomsnittliga kalkdosen för samtliga 225 målpunkter med pH-mål 6,2, de med flodpärlmussla, uppgick till 5,2 g/m³ (Ahlström 2020). Höjningen av kalciumhalten vid lägsta uppmätta pH var i genomsnitt 0,05 mekv/l, vilket gav en kalciumhalt på i medeltal 0,17 mekv/l. Därmed var kalciumhalterna efter kalkning lägre än det genomsnitt på 0,24 mekv/l som noterades i de okalkade vattendragen

med flodpärlmussla som ingick i denna utvärdering. I samma utvärdering framkom att den vattenkemiska måluppfyllelsen var lägst för målpunkter med pH-mål 6,2, jämfört med övriga pH-mål. Drygt hälften hade vid något eller några tillfällen under tidsperioden 2010–2016 ett uppmätt pH lägre än 6,2. För flertalet var orsaken att kalkdosen inte hade höjts efter att pH-målet ändrats från 6,0 till 6,2. Men det var även 69 målpunkter (30 %) som underskred det gamla målet på 6,0 och av dessa hade 16 målpunkter ett lägsta pH på 5,5 eller lägre (Ahlström 2020). Resultaten i denna utvärdering antyder att pH-värden under 6,0 leder till en försämrad rekrytering i kalkade vattendrag, vilket pekar på vikten av att kalkningen bedrivs så att pH 6,0 inte underskrids.

4.3 Tillgång på värdfisk

I analyserna av värdfiskar har endast öring ingått eftersom utvärderingen enbart innefattar vattendrag där öring är värdfisk. Det finns ett fåtal kända populationer i Sverige med lax som värdfisk, men dessa finns inte representerade i utvärderingen. Alla resultat är baserade på elfisken 10–20 år innan musselinventeringarna, detta för att beakta den tidsförskjutning som råder mellan när glochidien lämnar värdfisken tills den blir synlig med blotta ögat cirka 10–20 år senare.

Provfiskedata åskådliggör inte några signifikanta skillnader mellan de olika analysgrupperna även om kalkpåverkade vattendrag hade högre täthet av öring än okalkade vattendrag. Därmed går det inte att påvisa att den lägre tätheten av musslor i kalkade vattendrag skulle vara en effekt av sämre tillgång på värdfisk.

Det fanns ett fåtal vattendrag där ingen öring påträffats, men där det likväl förekom juvenila musslor, exempelvis Kroktjärnbäcken. Det fanns även vattendrag med juvenil förekomst där öringtätheten understeg 5 årsungar/100 m², vilket framförts som en kritisk nivå för livskraftiga bestånd (Degerman et al. 2013). Att det inte förelåg något signifikant samband mellan täthet av musslor och täthet av öring kan dels bero på ett begränsat material, dels på att undersökningslokalerna inte är exakt gemensamma för fisk och mussla. Antagandet att elfiske 10–20 år innan musselinventering speglar förutsättningarna för föryngring kan också vara en felkälla. Tätheterna av öring kan dessutom variera både inom musselbeståndets utbredningsområde och mellan åren, utan att detta behöver speglas i elfiskeresultatet. Mest sannolikt beror emellertid avsaknaden av samband på att tillgången på värdfisk bara utgör en av många faktorer som påverkar flodpärlmusslans föryngring.

Den tidsmässiga förskjutningen mellan resultaten för elfisket och förekomsten av juvenila musslor är en stor utmaning när man vill studera samspelet mellan flodpärlmusslan och dess värdfisk. Dessutom är inte bara tätheten av potentiella värdfiskar viktig. Antal infekterade fiskar och antalet glochidier per fisk är sannolikt minst lika viktiga parametrar, men sådana data saknas helt.

4.4 Underlagsmaterial

Av Sveriges drygt 600 flodpärlmusselpopulationer är det bara en mindre del som omfattats av utvärderingen. Totalt fanns 32 kalkpåverkade vattendrag tillgängliga för tidsserieanalysen, vilket är ungefär 12 % av samtliga kalkade vattendrag med flodpärlmussla. Av dessa var 14 undersökta med *statusbeskrivning* och 18 med *enkel statusbeskrivning*. Inte för något vattendrag fanns tillgång på musselinventeringsdata från före kalkning. Med data före kalkstart, eller från något år efter kalkstart, hade förutsättningarna förbättrats avsevärt. Svårigheten vid utvärderingen av kalkningens effekter är att flodpärlmusslans livscykel är mycket komplex, vilket gör att mängder av olika miljöstörningar utöver försurning påverkar beståndsutvecklingen. Under de 30–40 år som kalkningen pågått kan musslans livsmiljö ha påverkats av en rad andra faktorer som helt eller delvis motverkar eventuella positiva effekter av kalkning. I ett stort dataset där utvecklingen kan jämföras mellan kalkade och okalkade populationer får enskilda avvikelser mindre betydelse. Med det begränsade underlag som funnits tillgängligt för denna utvärdering bör generella slutsatser hanteras med försiktighet.

Den viktigaste orsaken till bristen på data, främst för tidsserieanalyser, är att det genomfördes förhållandevis få undersökningar fram till ungefär 2002–2003. Tyvärr behövde också mycket data sorterats bort till följd av bristfällig inmatning i Musselportalen. Vad som ytterligare komplicerar analyserna är att två olika, inkompatibla, inventeringsmetoder används. Många lokaler som undersökts med *enkel statusbeskrivning* föll dessutom bort på grund av att arealerna skiljde sig mellan undersökningstillfällena. Oavsett anledning till arealförändringarna användes bara undersökningar där arealen förändrats med mindre än 15 % mellan besökstillfällena, detta för att undvika eventuella effekter av att lokalytan anpassats utifrån utfallet av tidigare års inventering.

Antalet tillgängliga lokaler för jämförelsen mellan kalkade och okalkade vattendrag reducerades också till följd av att vi valde att klassa ett antal vattendrag som svagt kalkpåverkade. Gränsen för svag kalkpåverkan sattes till 3 g/m^3 , vilket var densamma som användes vid utvärderingen av kalkningens effekter på fisk i rinnande vatten (Degerman et al. 2015). När vattendrag kalkas via uppströms sjöar eller våtmarker blir ökningen av pH, vid så låga kalkdoser, marginell i samband med höga flöden. Däremot kan ökningen av kalcium vara betydande vid låga flöden, främst på sommaren. Utifrån effekten på $\text{pH}_{\min}$ skulle således dessa vattendrag kunna betraktas som okalkade, men samtidigt kan det inte uteslutas att flodpärlmusslan gynnsats av den ökade kalciumhalten. Därför behandlades dessa som varken kalkade eller okalkade.

4.5 Slutsatser

Utifrån det underlagsmaterial vi haft tillgång till kan vi inte med säkerhet hävda att kalkningen haft en positiv effekt på flodpärlmusslan, trots att det finns sådana indikationer sedan tidigare (Henrikson 1996). Vi konstaterar att tätheten ökat i 5 av

14 kalkpåverkade vattendrag som undersökts med *statusbeskrivning* och att den inte minskat i något. Sammantaget gav det en generellt signifikant ökning i kalkade vattendrag, men eftersom underlaget utgörs av endast 14 vattendrag bör utfallet tolkas med försiktighet. Att trenden var den motsatta för de 18 vattendrag där *enkel statusbeskrivning* använts understryker uppmaningen om försiktighet. Vi väljer trots det att lägga större vikt vid utfallet baserat på *statusbeskrivning*, främst för att vattendragen med *enkel statusbeskrivning* är koncentrerade till Västernorrlands och Gävleborgs län.

Avseende föryngringen kan ingen positiv effekt beläggas. Tidigare undersökningar hävdar att kalkningen har haft en positiv effekt, eftersom föryngringen varit oförändrad i kalkade vatten samtidigt som den försämrats i okalkade (Söderberg et al. 2008), medan i Oga i Norge nyrekrytering påvisats efter kalkstart (Larsen 2012.). Underlaget från Söderberg et al. (2008) ingår även i denna utvärdering och vi ser också ett liknande förhållande i vattendrag som undersökts med *enkel statusbeskrivning*, men där *statusbeskrivning* nyttjats är trenden negativ.

Kalkning medför en snabbare skaltillväxt, vilket belagts via skalanalyser (Dunca et al. 2011). Förmodligen är inte tillväxthastigheten avgörande för populationernas överlevnad, även om den kan ses som ett mått för kondition, utan det är förmågan till rekrytering. Till viss del sammanhänger dessa, eftersom god tillväxt indikerar gynnsamma förhållanden. Därmed torde ett högre pH tillsammans med tillgången på värd fisk utgöra viktiga faktorer för lyckad rekrytering. Härvidlag bör förutsättningarna i kalkade vattendrag ha förbättrats. Utöver ett högre pH visar en omfattande utvärdering av kalkningens effekter på fisk i rinnande vatten att såväl rekrytering som tätheter för öring och lax ökat avsevärt med tiden efter kalkstart (Degerman et al. 2015). Efter 13–16 år av kalkning hade andelen öringbestånd med rekrytering nått samma nivå som i neutrala referenser och i denna utvärdering var tätheten av öring högre i kalkade vattendrag än i okalkade referenser.

Flodpärlmusslan är mycket långlivad och också mycket långsamväxande. Det kan ta upp mot 10 år för en mussla att uppnå en storlek på 20 mm. Huruvida så små musslor upptäcks vid undersökningarna är dels beroende på kompetens och noggrannhet i utförandet, men också på mängden småmusslor. Ungefär 20 % i en population ligger nedgrävda och är därmed ej synliga vid en inventering. I en studie från Västra Götaland från fem olika vattendrag varierade andelen nedgrävda musslor mellan 0–50 % och 81 % av alla funna juvenila flodpärlmusslor var nedgrävda. Utifrån det perspektivet är det inte konstigt att inte fler vattendrag med nyrekrytering upptäckts trots att flertalet kalkningar pågått 25–30 år. Därför är det viktigt att övervakningen av de kalkade vattendragen fortsätter, men också att undersökningsmetoderna modifieras för att bättre kvantifiera nyrekrytering. Samtidigt är det viktigt att delar av metodiken bibehålls så att det är möjligt att följa förändringen över tid.

5 Erkännande

Jag vill rikta ett stort tack till följande personer som lämnat kloka synpunkter på rapportens textinnehåll och som hjälpt till med datahanteringen: Erik Degerman, Lennart Henrikson, Håkan Söderberg, Jenny Landin, Johan Ahlström, Björn Lundmark och Tobias Haag.

6 Litteraturförteckning

- Ahlström, J. (2020). *Vattenkemiska effekter vid kalkning av rinnande vatten*. (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020: x) (under utgivning).
- Andrén, C.M. & Rydin, E. (2012). Toxicity of inorganic aluminium at spring snowmelt: In-stream bioassays with brown trout (*Salmo trutta* L.). *Science of the Total Environment* 437: 422–432.
- Artdatabanken (2015). *Artfakta*. <http://artfakta.artdatabanken.se/taxon/101268> [Använd 11 december 2018].
- Barber, I. (2005). Parasites grow larger in faster growing fish hosts. *International Journal for Parasitology* 35: 137–143.
- Bauer, G. (1987a). Reproductive strategy of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. *Journal of Animal Ecology* 56: 691–704.
- Bauer, G. (1987b). The parasitic stage of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.): I. Host response to glochidiosis. *Archiv für Hydrobiologie* 4: 393–402.
- Bauer, G. (1988). Threats to the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. in Central Europe. *Biological Conservation* 45: 239–253.
- Bergengren, J. (2001). *Mussellarver på öring och nedgrävda småmusslor: Avrapportering av metodstudie på flodpärlmussla 1999–2000*. (Länsstyrelsen i Jönköpings län. PM från miljöövervakningen 01:2) 8 s.
- Bergengren, J., von Proschwitz, T., Lundberg, S., Söderberg, H. & Norrgrann, O. (2016). *Handledning för miljöövervakning: Undersökningstyp: Stormusslor*. <https://www.havochvatten.se/download/18.2a9deb63158ceb6d2b44f23f/1481199023412/stormusslor.pdf>
- Berglund, E., Fogelberg, V., Nilsson, P. A. & Hollander, J. (2019). Microplastics in a freshwater mussel (*Anodonta anatina*) in Northern Europe. *Science of the Total Environment* 697: 134–192.
- Bertills, U. & Hanneberg, P. (1995). *Förurningen i Sverige: Vad vet vi egentligen?* (Rapport 4421), Stockholm: Naturvårdsverket.
- Björk, S. (1962). *Investigations on *Margaritifera margaritifera* and *Unio crassus*: Limnologic studies in rivers in south Sweden*. Lund: Acta Limnologica.
- Bogan, A. (1993). Freshwater bivalve extinctions (Mollusca: Unionoida): A search for causes. *American Zoology* 33: 599–609.

- Boycott, A. E. (1925). Experiment on the tolerance of hard water by *Margaritana margaritifera*. I J. W. Jackson. The distribution of *Margaritana margaritifera* in the British Isles. *Journal of Conchology* 17.
- Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Cacador, I & Canning-Clode, J. (2016). Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 178: 189–195.
- Carlson, C. J., Burgio, K. R., Dougherty, E. R., Phillips, A. j., Bueno, V. M., Clements, C. F., Castaldo, G., Dallas, T. A., Cizauskas, C. A., Cumming, G. S., Dona, J., Harris, N. C., Jovani, R., Mironov, S., Muellerklein, O. C., Proctor, H. C & Getz, W. M. (2017). Parasite biodiversity faces extinction and redistribution in a changing climate. *Science Advances* 3: 1–12.
- Checa, A. (2000). A new model for periostracum and shell formation in Unionidae (Bivalvia, Mollusca). *Tissue & Cell* 32: 405–416.
- Degerman, E., Andersson, K., Söderberg, H., Norrgrann, O., Henrikson, L., Angelstam, P & Törnblom, J. (2013). Predicting population status of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*, L.) in central Sweden using instream and riparian zone land-use data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23: 332–342.
- Degerman, E., Petersson, E & Bergquist, B. (2015). *Effekter av kalkning på fisk i rinnande vatten: Resultat från 30 år av elfisken i kalkade vattendrag*. (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:23)
- Driscoll, C. T. & Schecter, W. D. (1990). The chemistry of aluminum in the environment. *Environmental Geochemistry and Health* 12: 28–49.
- Dunca, E., Söderberg, H. & Norrgrann, O. (2011). Shell growth and age determination in the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in Sweden: natural versus limed streams. I F. Thielen (red.). Rearing of unionoid mussels (with special emphasis on the Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera*). *Ferrantia* 64: 48–58.
- Eybe, T., Thielen, F., Bohn, T. & Sures, B. (2013). The first millimetre: rearing juvenile freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.) in plastic boxes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23: 964–975.
- Fölster, J., Valinia, S., Sandin, L. & Futter, M. F. (2014). *"För var dag blir det bättre men bra lär det aldrig bli". Förurning i sjöar och vattendrag 2014*. (Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2014:20).

- Geist, J. (2010). Strategies for the conservation of endangered freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.): a synthesis of conservation genetics and ecology. *Hydrobiologia* 644: 69–88.
- Geist, J. & Auerswald, K. (2007). Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology* 52: 2299–2316.
- Geist, J., Porkka, M. & Kuehn, R. (2006). The status of host fish populations and fish species richness in European freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 251–266.
- Gensemer, R. W. & Playle, R. C. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 29: 315–450.
- Grundelius, E. (1987). *Flodpärlmusslans tillbakagång i Dalarna*. Drottningholm: Fiskeristyrelsens Sötvattenslaboratorium.
- Hartmann, N. B., Rist, S., Bodin, J., Jensen, L. H. S., Schmidt, S., Mayer, P., Meibom, A. & Baun, A. (2017). Microplastics as vectors for environmental contaminants: Exploring sorption, desorption, and transfer to biota. *Integrated Environmental Assessment and Management* 13: 488–493.
- Hastie, L. C. & Boon, P. J. (2001). Does electrofishing harm freshwater pearl mussels? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 11: 149–152.
- Hastie, L. C. & Young, M. R. (2001). Freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) glochidiosis in wild and farmed salmonid stocks in Scotland. *Hydrobiologia* 445: 109–119.
- Hastie, L. C. & Young, M. R. (2003). Timing of spawning and glochidial release in Scottish freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) populations. *Freshwater Biology* 48: 2107–2117.
- Hendelberg, J. (1960). The freshwater pearl mussel, *Margaritifera margaritifera* (L.). *Report of the Institute of Freshwater Research Drottningholm* 41: 149–171.
- Henrikson, L. (1996). The freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L.) (Bivalvia) in southern Sweden: effects of acidification and liming. I L. Henrikson, *Acidification and liming of freshwater ecosystems: Examples of biotic responses and mechanisms*. Diss. Zoologiska institutionen, Göteborgs universitet. ISBN 91-628-1993-3.

- Henrikson, L. & Söderberg, H. (2020). *Åtgärdsprogram för flodpärlmussla*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.
- Karlsson, S., Larsen, M.B. & Hindar, K. (2014). Host-dependent genetic variation in freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.). *Hydrobiologia* 735: 179–190.
- Lacroix, L. G. (1985). Survival of eggs and alevins of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in relation to the chemistry of interstitial water in redds in some acidic streams of Atlantic Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 292–299.
- Larsen, B.-M. (2012). The effects of liming on the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) in a Norwegian river. I L. Henrikson, B. Arvidsson & M. Österling (red.) *Aquatic Conservation with Focus on Margaritifera margaritifera: Proceedings of the International Conference in Sundsvall, Sweden, 12–14 August, 2009*, s. 150–166.
- Lucey, J. (2006). The pearl mussel, *Margaritifera margaritifera* (L.), in hard water in Ireland. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 106b: 143–153.
- Lydeard, C., Cowie, R. H., Ponder, W. F., Bogan, A. E., Bouchet, P., Clark, S. A., Cummings, K. S., Frest, T. J., Gargominy, O., Herbert, D. G., Hershler, R., Perez, K. E., Roth, B., Seddon, M., Strong, E. E. & Thompson, F. G. (2004). The global decline of nonmarine mollusks. *BioScience* 54: 321–330.
- Machida, Y. & Akiyama, Y. B. (2013). Impacts of invasive crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on endangered freshwater pearl mussels (*Margaritifera laevis* and *M. togakushiensis*) in Japan. *Hydrobiologia* 720: 145–151.
- Moorkens, E., Cordeiro, J., Seddon, M. B., von Proschwitz, T. & Woolnough, D. (2018). *Margaritifera margaritifera*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018. <https://www.iucnredlist.org/species/12799/128686456>
- Naturvårdsverket (2002). *Kalkning av sjöar och vattendrag. Handbok 2002:1*, Stockholm: Naturvårdsverket
- Naturvårdsverket (2010). *Handbok för kalkning av sjöar och vattendrag. Handbok 2010:2*, Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2011). *Nationell plan för kalkning 2011–2015*. (Rapport 6449). Stockholm: Naturvårdsverket
- Odén, S. (1968). *Nederbördens och luftens försurning: Dess orsaker, förlopp och verkan i olika miljöer*. Stockholm: Statens naturvetenskapliga forskningsråd.

- Pettersen, R. A., Völlestad, L. A., Flodmark, L. E. & Poléo, A. B. (2006). Effects of aqueous aluminium on four fish ectoparasites. *Science of the Total Environment* 369: 129–138.
- Pynnönen, K. & Huebner, J. (1995). Effects of episodic low pH exposure on the valve movements of the freshwater bivalve *Anodonta cygnea* L. *Water Research* 29: 2579–2582.
- Salonen, J. K. & Taskinen, J. (2017). Electrofishing as a new method to search for unknown populations of the endangered freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 27: 115–127.
- Schartum, E., Mortensen, S., Pittman, K. & Jakobsen, P. J. (2016). From pedal to filter feeding: ctenidial organogenesis and implications for feeding in the postlarval freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus, 1758). *Journal of Molluscan Studies* 83: 1–7.
- Schwalb, A. N. & Pusch, M. T. (2007). Horizontal and vertical movements of unionid mussels in a lowland river. *Journal of the North American Benthological Society* 26: 261–272.
- Schwalb, A. N., Garvie, M. & Ackerman, J. D. (2010). Dispersion of freshwater mussel larvae in a lowland river. *Limnology & Oceanography* 55: 628–638.
- Strayer, D. L. (2008). *Freshwater mussel ecology: A multifactor approach to distribution and abundance*. Berkeley: University of California Press.
- Strayer, D. L. & Smith, D. R. (1993). *A guide to sampling freshwater mussel populations*. (Monograph 8). Bethesda, MD: American Fisheries Society.
- Söderberg, H., Karlberg, A. & Norrgrann, O. (2008). *Status, trender och skydd för flodpärlmusslan i Sverige*. (Rapport 2008:12). Härnösand: Länsstyrelsen i Västernorrland, Kultur- och Naturavdelningen.
- Tamario, C. & Degerman, E. (2017). *Flodpärlmusslan i landskapet: Spatiala faktorerers inverkan på utbredning och rekrytering*. Drottningholm/Lysekil/Öregrund: Institutionen för akvatiska resurser, SLU.
- Taskinen, J., Berg, P., Saarinen-Valta, M., Väilä, S., Mäenpää, E., Myllynen, K & Pakkala, J. (2011). Effect of pH, iron and aluminum on survival of early life history stages of the endangered freshwater pearl mussel, *Margaritifera margaritifera*. *Toxicological & Environmental Chemistry* 93: 1764–1777.
- Musselportalen. <http://www.musselportalen.se/> [Använd 12 januari 2017].

- Weatherley, N. S. (1988). Liming to mitigate acidification in freshwater ecosystems: A review of the biological consequences. *Water, Air, & Soil Pollution* 39: 421–437.
- Wengström, N., Söderberg, H., Höjesjö, J. & Alfjorden, A. (2019). Mass mortality events in freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) populations in Sweden: An overview and indication of possible causes. *Freshwater Mollusk Biology and Conservation* 22: 61–69.
- Young, M. & Williams, J. (1983). The status and conservation of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* Linn. in Great Britain. *Biological Conservation* 25: 35–52.
- Young, M. & Williams, J. (1984). The reproductive biology of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (Linn.) in Scotland: I. Field studies. *Archiv für Hydrobiologie* 99: 405–422.
- Zanatta, D. T., Stoeckle, B. C., Inoue, K., Pawuet, A., Martel, A. L., Kuehn, R & Geist, J. (2018). High genetic diversity and low differentiation in North American *Margaritifera margaritifera* (Bivalvia: Unionida: Margaritiferidae). *Biological Journal of the Linnean Society* 123: 850–863.
- Öhlund, G., Nordwall, F., Degerman, E. & Eriksson, T. (2008). Life history and large-scale habitat use of brown trout (*Salmo trutta*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*): Implications for species replacement patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65: 633–644.
- Österling, M. E., Arvidsson, B. L. & Greenberg, L. A. (2010). Habitat degradation and the decline of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera*: Influence of turbidity and sedimentation on the mussel and its host. *Journal of Applied Ecology* 47: 759–768.
- Österling, M. E. & Larsen, B. M. (2013). Impact of origin and condition of host fish (*Salmo trutta*) on parasitic larvae of *Margaritifera margaritifera*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23: 564–570.
- Österling, M. E. & Wengström, N. (2015). Test of the host fish species of a unionoid mussel: A comparison between natural and artificial encystment. *Limnologica* 50: 80–83.

Bilaga A: Undersökta vattendrag

Nedan redovisas alla vattendrag som ingått i de olika analyserna. I Tabell 3 presenteras de vattendrag som ingår i tidsserieanalysen där förändringar i tätheten över tid undersökts och där undersökningstypen varit metoden *statusbeskrivning*. I Tabell 4 presenteras de vattendrag som ingår i tidsserieanalysen som undersökts med avseende på föryngring. I Tabell 5 visas de vattendrag som undersökts med metoden *enkel statusbeskrivning*.

Tabell 3. Sammanställning av vattendrag som ingår i tidsserieanalysen och som undersökts med metoden *statusbeskrivning*. Trend avser förändringar av tätheten (indiv/m²). Kolumnen antal lokaler visar antalet lokaler som ingår i analysen. "Trend" avser förändring av täthet mellan första och sista undersökningsåret: + = positiv, - = negativ och 0 = oförändrad. + och - anges i de fall ett Wilcoxon-test resulterat i en signifikant skillnad mellan första och sista undersökningsår. Kolumnen "grupp" anger om vattendraget är kalkpåverkat, svagt kalkpåverkat eller okalkat.

	Vattendrag	Antal lokaler	Antal provtagningsår	Trend	Grupp
Blekinge	Sillestorpsån	9	3	0	Kalkpåverkad
Jämtland	Hökvattsån	15	3	+	Okalkad
Jämtland	Långsån	7	2	0	Okalkad
Jämtland	Råssjöån	15	2	+	Okalkad
Jämtland	Räggån	15	2	-	Okalkad
Jönköping	Bordsjöbäcken	15	2	0	Okalkad
Jönköping	Emån – Illharjen	7	2	0	Okalkad
Jönköping	Emån – Åhult	7	2	0	Okalkad
Jönköping	Gnyltån	9	2	0	Svagt kalkpåverkad
Kalmar	Lillån	15	4	-	Svagt kalkpåverkad
Kalmar	Nötån	15	4	-	Okalkad
Kalmar	Pauliström	11	4	+	Svagt kalkpåverkad

Kalmar	Sällevadsån: nedre	13	3	0	Svagt kalkpåverkad
Kalmar	Sällevadsån: övre 1	13	2	0	Svagt kalkpåverkad
Kalmar	Sällevadsån: övre 2	12	2	-	Okalkad
Norrbotten	Kanibäcken	14	3	0	Okalkad
Norrbotten	Kvarnbäcken	14	2	0	Okalkad
Norrbotten	Päriskalsbäcken	15	2	+	Okalkad
Norrbotten	Tjälmafbäcken	15	3	+	Okalkad
Värmland	Billan	15	6	+	Kalkpåverkad
Värmland	Dalsälven	15	2	-	Svagt kalkpåverkad
Värmland	Rattån	15	6	0	Kalkpåverkad
Värmland	Öjenäsbäcken	15	7	+	Kalkpåverkad
Värmland	Torgilsrudsälven	15	6	+	Kalkpåverkad
Västerbotten	Abborrvattenbäcken	16	2	0	Okalkad
Västerbotten	Gäddbäcken	21	3	+	Okalkad
Västerbotten	Kroktjärnbäcken	21	4	0	Okalkad
Västerbotten	Kvarnbäcken	20	3	0	Okalkad
Västerbotten	Paubäcken	21	3	0	Okalkad
Västerbotten	Skansnäsån	20	2	0	Okalkad
Västernorrland	Bjässjöån	15	5	0	Kalkpåverkad
Västernorrland	Brånsån	15	6	0	Svagt kalkpåverkad
Västernorrland	Börkelån	15	6	0	Kalkpåverkad

Västernorrland	Hemlingsån	15	4	+	Kalkpåverkad
Västernorrland	Juån	15	3	+	Okalkad
Västernorrland	Nästvattenån	15	2	0	Kalkpåverkad
Västernorrland	Lill-Mårdsjöbäcken	15	3	0	Okalkad
Västernorrland	Linån	15	4	0	Okalkad
Västernorrland	Maljan	15	2	0	Okalkad
Västernorrland	Navarån	15	5	0	Okalkad
Västernorrland	Sulån	15	4	0	Kalkpåverkad
Västernorrland	Vattenån	15	6	+	Okalkad
Västernorrland	Viskanbäcken	15	2	0	Okalkad
Västra Götaland	Gärebäcken	15	2	0	Okalkad
Västra Götaland	Gårån	10	3	0	Kalkpåverkad
Västra Götaland	Iglabäcken	15	8	0	Kalkpåverkad
Västra Götaland	Lindåsabäcken	15	4	0	Okalkad
Västra Götaland	Nordån	9	3	0	Kalkpåverkad
Västra Götaland	Sollumsån	15	3	+	Kalkpåverkad
Västra Götaland	Stommebäcken	15	3	0	Okalkad
Västra Götaland	Teåkersälven	15	4	0	Okalkad
Örebro	Bondabrobäcken	6	3	-	Svagt kalkpåverkad

Örebro	Lerkesån	14	3	0	Svagt kalkpåverkad
Örebro	Lillsjöbäcken	12	3	0	Okalkad
Örebro	Lillån	14	3	+	Svagt kalkpåverkad

Tabell 4. Sammanställning av vattendrag som ingår i tidsserieanalysen och som undersökts med metoden *statusbeskrivning* med avseende på föryngring. Kolumnen "Föryngring (Ja/Nej)" anger om det hittats juvenila musslor vid senaste undersökningstillfället. "Trenden" avser förhållandet mellan första och sista undersökningstillfället med avseende på föryngringsgrad: 0 = ingen skillnad i riktning, - = negativ riktning och + = positiv riktning.

	Vattendrag	Antal provtagningsår	Föryngring (Ja/Nej)	Trend	Grupp
Blekinge	Siljetorpsån	5	Ja	0	Kalkpåverkad
Jämtland	Hökvattsån	3	Ja	+	Okalkad
Jämtland	Långsån	2	Ja	-	Okalkad
Jämtland	Råssjöån	2	Ja	-	Okalkad
Jämtland	Räggån	2	Ja	-	Okalkad
Jämtland	Öraån	2	Ja	-	Okalkad
Jönköping	Bjälkerumsån	3	Nej	0	Okalkad
Jönköping	Bordsjöbäcken	2	Ja	+	Okalkad
Jönköping	Emån (Illharjen)	2	Nej	0	Okalkad
Jönköping	Emån (Åhult)	3	Ja	-	Okalkad
Jönköping	Gnyltån	3	Ja	-	Svagt kalkpåverkad
Kalmar	Lillån	4	Nej	-	Svagt kalkpåverkad
Kalmar	Nötån	3	Ja	+	Svagt kalkpåverkad
Kalmar	Pauliström	4	Ja	+	Okalkad

Kalmar	Sällevadsån: nedre	3	Nej	0	Svagt kalkpåverkad
Kalmar	Sällevadsån: övre 1	2	Nej	0	Okalkad
Kalmar	Sällevadsån: övre 2	3	Ja	+	Svagt kalkpåverkad
Norrbotten	Kanibäcken	3	Ja	-	Okalkad
Norrbotten	Kvarnbäcken	2	Ja	-	Okalkad
Norrbotten	Päriskalsbäcken	2	Ja	-	Okalkad
Norrbotten	Tjälmbäcken	3	Ja	+	Okalkad
Värmland	Billan	6	Ja	+	Kalkpåverkad
Värmland	Dalsälven	2	Nej	0	Svagt kalkpåverkad
Värmland	Rattån	6	Ja	+	Kalkpåverkad
Värmland	Torgilsrudsälven	6	Nej	-	Kalkpåverkad
Västerbotten	Abborrvattenbäcken	3	Ja	+	Okalkad
Västerbotten	Gäddbäcken	3	Ja	+	Okalkad
Västerbotten	Kroktjärnbäcken	4	Ja	+	Okalkad
Västerbotten	Kvarnbäcken: nedre	3	Ja	-	Okalkad
Västerbotten	Paubäcken	3	Ja	+	Okalkad
Västerbotten	Skansnäsån	2	Ja	+	Okalkad
Västernorrland	Bjässjöån	5	Nej	0	Kalkpåverkad
Västernorrland	Brånsån	6	Ja	+	Svagt kalkpåverkad
Västernorrland	Börkelån	5	Ja	+	Kalkpåverkad
Västernorrland	Hemlingsån	4	Ja	-	Kalkpåverkad

Västernorrland	Juån	3	Ja	-	Okalkad
Västernorrland	Kramforsån	2	Ja	-	Kalkpåverkad
Västernorrland	Kvarnån	4	Ja	+	Okalkad
Västernorrland	Lill-Mårdsjöbäcken	3	Ja	+	Okalkad
Västernorrland	Linån	4	Ja	+	Okalkad
Västernorrland	Maljan	2	Ja	+	Okalkad
Västernorrland	Navarån	5	Ja	-	Okalkad
Västernorrland	Sulån	4	Ja	-	Kalkpåverkad
Västernorrland	Vattenån	6	Ja	-	Okalkad
Västernorrland	Viskansbäcken	2	Ja	-	Okalkad
Västra Götaland	Gärebäcken	2	Nej	0	Okalkad
Västra Götaland	Gårån	3	Nej	0	Kalkpåverkad
Västra Götaland	Iglabäcken	7	Nej	0	Kalkpåverkad
Västra Götaland	Lindåsabäcken	3	Ja	-	Okalkad
Västra Götaland	Nordån	3	Nej	0	Kalkpåverkad
Västra Götaland	Sollumsån	2	Ja	+	Kalkpåverkad
Västra Götaland	Stommebäcken	2	Nej	-	Okalkad
Västra Götaland	Teåkersälven	4	Nej	0	Okalkad
Örebro	Bondabrobäcken	3	Nej	0	Svagt kalkpåverkad

Örebro	Lerkesån	3	Ja	-	Svagt kalkpåverkad
Örebro	Lillsjöbäcken	3	Ja	-	Okalkad
Örebro	Lillån	3	Ja	+	Svagt kalkpåverkad

Tabell 5. Sammanställning över vattendrag i Gävleborgs, Kalmar och Västernorrlands län, som ingår i tidsserieanalysen och där metoden *enkel statusbeskrivning* har använts.

	Vattendrag	Grupp
Gävleborg	Anderbobäcken	Okalkad
Gävleborg	Dalån	Kalkpåverkad
Gävleborg	Djuptjärnsbäcken	Okalkad
Gävleborg	Gnarpån	Okalkad
Gävleborg	Gråsjöbäcken	Okalkad
Gävleborg	Gällsån	Svagt kalkpåverkad
Gävleborg	Kvisjöbäcken 2	Okalkad
Gävleborg	Källsvedbäcken	Svagt kalkpåverkad
Gävleborg	Lingån	Okalkad
Gävleborg	Långabäcken	Okalkad
Gävleborg	Mörtsjöbäcken	Kalkpåverkad
Gävleborg	Nyboån	Kalkpåverkad
Gävleborg	Stensjöån	Okalkad
Gävleborg	Sånghusån–Stocksboån	Okalkad
Gävleborg	Västerhocklan	Okalkad
Kalmar	Sällevadsån	Svagt kalkpåverkad
Västernorrland	Alderängersån	Okalkad
Västernorrland	Aspån	Kalkpåverkad
Västernorrland	Backeån	Kalkpåverkad
Västernorrland	Banafjälsån	Svagt kalkpåverkad

Västernorrland	Bjällstaån	Kalkpåverkad
Västernorrland	Bollstaån	Okalkad
Västernorrland	Brånsån	Svagt kalkpåverkad
Västernorrland	Bölesån	Okalkad
Västernorrland	Dockstaån	Kalkpåverkad
Västernorrland	Edsån	Okalkad
Västernorrland	Fanbyån	Okalkad
Västernorrland	Forsån	Kalkpåverkad
Västernorrland	Furuhultsån	Kalkpåverkad
Västernorrland	Galasjöån	Svagt kalkpåverkad
Västernorrland	Gammelgårdsbäcken	Okalkad
Västernorrland	Gideälven	Okalkad
Västernorrland	Gimsjöbäcken	Okalkad
Västernorrland	Hemgravsån (Lillån)	Svagt kalkpåverkad
Västernorrland	Husån	Svagt kalkpåverkad
Västernorrland	Häggsjöbäcken	Okalkad
Västernorrland	Juån	Okalkad
Västernorrland	Kvarnån (Edsele)	Okalkad
Västernorrland	Kvarsättsbäcken	Svagt kalkpåverkad
Västernorrland	Kärmsjöbäcken	Okalkad
Västernorrland	Köljesån	Okalkad
Västernorrland	Lill-Mårdsjöbäcken	Okalkad

Västernorrland	Linsjöbäcken	Okalkad
Västernorrland	Loån	Svagt kalkpåverkad
Västernorrland	Lyngsterbäcken	Okalkad
Västernorrland	Mattarbodbäcken	Svagt kalkpåverkad
Västernorrland	Måsån	Svagt kalkpåverkad
Västernorrland	Mörtsjöbäcken	Okalkad
Västernorrland	Norrån	Okalkad
Västernorrland	Nästvattenån	Kalkpåverkad
Västernorrland	Nätraån	Svagt kalkpåverkad
Västernorrland	Rinnån	Okalkad
Västernorrland	Ruskån	Okalkad
Västernorrland	Råsjöån	Okalkad
Västernorrland	Röån	Okalkad
Västernorrland	Skullerstabäcken	Okalkad
Västernorrland	Skyttelbäcken	Svagt kalkpåverkad
Västernorrland	Smulevattenån	Okalkad
Västernorrland	Sotån	Okalkad
Västernorrland	Stavarsjöbäcken	Okalkad
Västernorrland	Strinneån	Kalkpåverkad
Västernorrland	Svartån	Svagt kalkpåverkad
Västernorrland	Tjålmsjöån	Kalkpåverkad
Västernorrland	Torringsån	Kalkpåverkad

Västernorrland	Uvån	Kalkpåverkad
Västernorrland	Vallsjöån	Svagt kalkpåverkad
Västernorrland	Vallån	Kalkpåverkad
Västernorrland	Vigdan	Okalkad
Västernorrland	Värsjöbäcken	Okalkad
Västernorrland	Överdalsån	Svagt kalkpåverkad

Effekter av kalkning på flodpärlmussla (*Margaritifera margaritifera* L.)

Status och trender

Vi arbetar för levande hav och vatten

Havs- och vattenmyndigheten, HaV, är en statlig miljömyndighet. Vi arbetar för att lösa viktiga miljöproblem och skapa en hållbar förvaltning av hav, sjöar och vattendrag.

Vi tar ansvar för att hav och sötvatten nyttjas men inte överutnyttjas. Vi utgår från ekosystemens och människans behov nu och i framtiden. Detta gör vi genom att samla kunskap, planera och fatta beslut om insatser för en bättre miljö. För att nå framgång samverkar och förankrar vi vårt arbete med alla berörda, nationellt såväl som internationellt.