



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC STS 21005

Examensarbete 30 hp
Januari 2021

Utläckage från vattennät – en betydande källa till tillskottsvatten i spillvattennät?

Linjär regressionsanalys av VA-data från
svenska kommuner

Anna Ringqvist



UPPSALA
UNIVERSITET

**Teknisk- naturvetenskaplig fakultet
UTH-enheten**

Besöksadress:
Ångströmlaboratoriet
Lägerhyddsvägen 1
Hus 4, Plan 0

Postadress:
Box 536
751 21 Uppsala

Telefon:
018 – 471 30 03

Telefax:
018 – 471 30 00

Hemsida:
<http://www.teknat.uu.se/student>

Abstract

Leakage from drinking water systems – a significant source of I/I water in wastewater systems?

Anna Ringqvist

Infiltration and inflow of non-sewer water to wastewater systems (I/I water) poses a significant problem to health, economy, and the environment by affecting the capacity of the wastewater system. To determine effective measures to reduce the amount of I/I water, it is essential to identify its most important sources.

In this thesis, the relationship between leaked drinking water and I/I water was investigated by using ordinary least squares (OLS) linear regression. The first question is whether there is a statistical relationship between the amount of drinking water leakages and the amount of I/I water in wastewater treatment plants in Swedish municipalities. Data from 207 Swedish municipalities were included in the analysis. The amount of unaccounted water, i.e. the difference between produced and charged drinking water, was used as a measure of water leakage. The second question treats the feasibility of statistically comparing municipalities to determine the importance of I/I water sources.

The result of the OLS linear regression shows a statistically significant relationship between the level of unaccounted water and the level of I/I water in Swedish municipalities. This could be explained by a causal process where leaked drinking water infiltrates the wastewater system. Another explanation could be simultaneous problems in the water system and the wastewater system, potentially caused by the quality of the distribution net. However, caution should be exercised when drawing conclusions from statistical comparisons between water and wastewater flows in different municipalities. Variations in other aspects such as natural conditions and infrastructure, must also be considered.

Handledare: Hans Hammarlund och Krister Törneke
Ämnesgranskare: Bengt Carlsson
Examinator: Elisabet Andréddóttir
ISSN: 1650-8319, UPTEC STS 21005

Populärvetenskaplig sammanfattning

Sedan slutet av 1800-talet har systemet för vatten och avlopp (VA) successivt byggts ut i Sverige. Rening av avloppsvatten utgör en central samhällsfunktion för att säkerställa en god hälsa och miljö. Avloppsvatten består dels av spillvatten, dels av så kallat tillskottsvatten. Spillvatten är förorenat vatten från exempelvis toaletter, diskning och tvätt, som behöver renas innan det släpps ut i naturen. Tillskottsvatten är vatten som flödar in i avloppsnätet genom bland annat påkopplad dränering, stuprör och rännstensbrunnar, samt via inläckage från grundvatten, vattenansamlingar och utläckt dricksvatten.

I Sverige utgörs ungefär hälften av det avloppsvatten som renas av tillskottsvatten. Eftersom tillskottsvatten inte har samma behov av att renas, belastar det ledningsnät och reningsverk i onödan, vilket ger miljömässiga, ekonomiska och hälsomässiga effekter. Större flöden ökar energi- och kemikalieförbrukningen samt kostnaderna för att pumpa och rena avloppsvattnet. Ett överbelastat ledningsnät ger också en större risk för översvämningar. Tillskottsvattnet kan även störa reningsprocesserna i reningsverken vilket gör att en större mängd föroreningar riskerar att släppas ut i naturen.

VA-organisationer i Sverige arbetar idag i olika stor utsträckning för att reducera mängden tillskottsvatten i reningsverken. Problemet är dock komplext och har många olika orsaker, vilket gör det svårt att kartlägga betydelsen av respektive källa till tillskottsvatten. En möjlig källa är att vatten som läcker ut från dricksvattennätet läcker över till spillvattenledningarna. Syftet med uppsatsen är att undersöka sambandet mellan volymen utläckande vatten från vattennätet och mängden tillskottsvatten i svenska kommuner samt att utvärdera metoden baserad på linjär regression. Genom att identifiera vilka faktorer som har en betydande påverkan på problemet med tillskottsvatten, skulle VA-organisationerna kunna fokusera sina insatser på de mest effektiva åtgärderna.

Den första frågeställningen är huruvida det finns ett statistiskt samband mellan mängden utläckage från vattennätet och mängden tillskottsvatten i reningsverk i svenska kommuner. För att undersöka sambandet har data om flöden i svenska kommuners VA-nät åren 2002–2019 samlats in från branschorganisationen Svenskt Vattens VA-statistiksystem, VASS. Datamaterialet bearbetades för att beräkna ungefärliga volymer utläckande vatten respektive tillskottsvatten.

Genom linjära regressionsmodeller sågs ett positivt statistiskt samband mellan kommuners nivå av utläckande dricksvatten och mängd tillskottsvatten i reningsverken. Av modellerna framgick dock även att sambandet åtminstone delvis måste förklaras av andra faktorer än att det utläckta vattnet läcker över till avloppsnätet. Faktorer som skulle kunna förstärka sambandet är exempelvis VA-nätets kvalitet och funktion. För att

kompensera för variationen i VA-näten mellan olika kommuner, hämtades data om åldern på bostadsbebyggelsen i respektive kommuns tätorter från Statistiska centralbyrån. Den genomsnittliga åldern inkluderades sedan i regressionsanalysen, som ett mått på VA-nätets förmodade ålder. Även vid beaktande av denna variabel visade resultatet på ett statistiskt signifikant samband mellan kommunernas nivå av utläckage från vattennätet och tillskottsvatten i reningsverken.

Den andra frågeställningen är på vilket sätt en statistisk jämförelse mellan kommuner baserad på linjär regression kan tillämpas för att avgöra betydelsen av källor till tillskottsvatten. Undersökningen visade på svårigheter att jämföra problemet med tillskottsvatten mellan kommuner. Att generalisera betydelsen av källorna till att gälla en enskild svensk kommun är problematiskt, då naturliga och infrastrukturella förutsättningarna skiljer sig stort mellan kommuner. Om kommuner ska jämföras med enkla metoder, bör förutsättningarna därför likna varandra, exempelvis genom att gruppera kommuner med liknande förutsättningar.

I dagsläget finns inte en tillräcklig mängd relevanta och högkvalitativa data för att kunna identifiera viktiga källor till tillskottsvatten genom statistiska jämförelser av kommuner. Genom att samla in och tillgängliggöra mer data om kommuners förutsättningar och vatten- och avloppsflöden skulle framtida modeller, som tar hänsyn till olika förhållanden i kommuner, kunna ge mer tillförlitliga insikter om hur tillskottsvattenmängder effektivt kan reduceras.

Förord

Detta examensarbete är genomfört som del av civilingenjörsprogrammet i system i teknik och samhälle vid Uppsala universitet. Arbetet har genomförts med Tyréns, i samarbete med Stockholm Vatten och Avfall.

Först och främst vill jag tacka mina handledare på Tyréns, Hans Hammarlund och Krister Törneke, för vägledning, kunskap och relevanta synpunkter. När jag började med examensarbetet var VA-området helt nytt för mig. Det har varit utmanande att sätta mig in i en ny bransch men med hjälp av Hans och Kristers långa erfarenhet har det främst varit lärorikt och kul. Tack också Tommy Giertz på Stockholm Vatten och Avfall för värdefull feedback.

Arbetet baseras på data från Svenskt Vattens VA-statistiksystem, VASS. Tack Magnus Bäckström på Svenskt Vatten för att jag har fått tillgång till er data.

Slutligen vill jag tacka min ämnesgranskare Bengt Carlsson för stöd under arbetet.

Anna Ringqvist, januari 2021

Definitioner

Avloppsvatten: Vanligtvis förorenat vatten som avleds i rörledning, dike eller liknande. Kan bestå av spillvatten, processvatten, kylvatten, dagvatten, dräneringsvatten och vatten som har läckt in i avloppsnätet.

Dagvatten: Ytligt avrinnande regnvatten, smältvatten eller framträngande grundvatten.

Dränering: Avledning av vatten i mark via rörledning, dike eller dräneringsskikt.

Dräneringsvatten: Vatten i marken som avleds genom dränering.

Kombinerat system: Avloppssystem där spillvatten, dagvatten och dräneringsvatten avleds i gemensam ledning.

Servis(ledning): Anslutningsledningen mellan den allmänna huvudledningen och fastighetens förbindelsepunkt vid tomtgränsen. Den kan vara allmän eller privat.

Spillvatten: Förorenat vatten från bland annat hushåll, industrier och serviceanläggningar.

Tillskottsvatten: Det vatten i avloppsnätet som inte är spillvatten. Det kan exempelvis vara dagvatten, dräneringsvatten, eller inläckande grundvatten, dricksvatten, sjövattnet eller havsvatten.

Innehållsförteckning

1. Inledning	1
1.1 Syfte & frågeställningar	1
1.2 Avgränsningar	2
2. Bakgrund	2
2.1 Vatten- och avloppssystemet	2
2.1.1 Organisation	2
2.1.2 Dricksvattenssystemet	3
2.1.3 Avloppssystemet	3
2.2 Utläckage från dricksvattennät	4
2.3 Tillskottsvatten i spillvattennät	5
2.4 Tidigare analyser av tillskottsvatten	7
2.4.1 Analys av förändring av tillskottsvattenmängder över tid	7
2.4.2 Statistisk sambandsanalys av tillskottsvattenkällor i Norge	7
2.4.3 Fallstudie av utläckage från vattennät i Asker kommun, Norge	8
2.4.4 Statistisk sambandsanalys av det svenska VA-nätet	9
3. Metod	10
3.1 Verktyg	10
3.2 Datainsamling	10
3.2.1 Data från VASS	10
3.2.2 Data från Statistiska centralbyrån (SCB)	12
3.3 Datakvalitet och bearbetning av data	12
3.4 Beräkning av nyckeltal	14
3.4.1 Mått på dricksvattenläckage	14
3.4.2 Mått på mängd tillskottsvatten	15
3.4.3 Normeringar	15
3.4.4 Mått på bebyggelsens ålder	17
3.5 Dataset	18
3.6 Korrelationsanalys	21
3.6.1 Korrelationsmatriser	21
3.7 Linjär regression	23
3.7.1 Enkel linjär regression	23
3.7.2 Förklaringsgrad	24
3.7.3 Statistisk signifikans	25
3.7.4 Multipel linjär regression	26

4. Resultat	26
4.1 Odebiterat vatten och tillskottsvatten i svenska kommuner	26
4.2 Modellering av ett linjärt samband mellan utläckage och tillskottsvatten	29
4.2.1 Regressionsmodell normerad mot ledningslängd	29
4.2.2 Regressionsmodell normerad mot debiterad vattenmängd	30
4.3 Ålder på bostadsbebyggelsen och mängd tillskottsvatten	33
4.3.1 Multipel linjär regression	35
4.3.2 Enkel linjär regression för åldersgrupperade kommuner	35
5. Diskussion	37
5.1 Vidare studier	39
6. Slutsatser	39
Referenser	41
Appendix A: Beräknade värden per kommun	43

1. Inledning

Ungefär hälften av det avloppsvatten som renas i Sverige är tillskottsvatten (Lundblad och Backö, 2012). Tillskottsvattnet kommer in i avloppsnätet genom bland annat dränering, system med kopplade stuprör och rännstensbrunnar, eller genom inläckage från grundvatten, havsvatten eller utläckande dricksvatten. Tillskottsvatten i spillvattennätet skapar omfattande problem i avloppssystemet med effekter på miljö, hälsa och ekonomi. Ett överbelastat ledningsnät leder till en ökad risk för översvämningar samt för bräddningar, det vill säga att orenat avloppsvatten släpps ut (Clementson m.fl., 2020). Större avloppsflöden ökar slitaget på pumpar och bassänger samt ökar kostnaderna för energiförbrukning och kemikalieanvändning. Om reningskapaciteten inte räcker till, kan befintliga reningsverk behöva byggas ut, vilket ökar kostnaderna ytterligare. Vidare innebär större volymer inkommande tillskottsvatten till reningsverken att reningsprocesserna störs. En större mängd föroreningar riskerar då att släppas ut i naturen. Klimatförändringarna beräknas leda till ökade mängder tillskottsvatten i Sverige, på grund av ökade nederbördsvolym, högre grundvattennivåer och högre vattenstånd i hav, sjöar och vattendrag, vilket ytterligare belastar avloppsnätet (Lundblad och Backö, 2012).

Det finns flera källor till tillskottsvatten, men betydelsen av respektive källa är inte känd. En förklaring är att utläckande vatten från vattennätet överläcker till spillvattennätet. Frågan är hur stor betydelse det har i förhållande till andra orsaker. Eftersom en stor del av VA-organisationerna i Sveriges kommuner rapporterar in statistik över vatten- och avloppsflöden till branschorganisationen Svenskt Vattens VA-statistiksystem, VASS, finns en potentiell möjlighet att undersöka sambandet. Detta kan i sin tur visa om åtgärder mot dricksvattenläckage kan bidra till minskad mängd tillskottsvatten. För att studera sambandet har data samlats in, bearbetats och undersökts genom linjär regressionsanalys.

1.1 Syfte & frågeställningar

Syftet med studien är att undersöka sambandet mellan utläckage från vattennätet och mängden tillskottsvatten i reningsverk i Sverige. Målet är att utveckla kunskapen om vilka faktorer som har en betydande påverkan på mängden tillskottsvatten för att VA-organisationer ska kunna välja åtgärder som reducerar mängden tillskottsvatten så effektivt som möjligt. Syftet är även att utforska möjligheten att identifiera viktiga källor till tillskottsvatten genom en statistisk jämförelse mellan kommuner baserad på linjär regression. För att besvara syftet har följande frågeställningar formulerats:

- 1) Finns det ett statistiskt samband mellan mängden utläckage från vattennätet och mängden tillskottsvatten i reningsverk i svenska kommuner? Följande hypoteser har formulerats:

H_0 : Det finns inget statistiskt linjärt samband mellan kommuners nivå av utläckage från vattennätet och mängden tillskottsvatten.

H_1 : Det finns ett statistiskt linjärt samband mellan kommuners nivå av utläckage från vattennätet och mängden tillskottsvatten.

- 2) På vilket sätt kan en statistisk jämförelse mellan kommuner baserad på linjär regression användas för att avgöra betydelsen av källor till tillskottsvatten?

1.2 Avgränsningar

Analysen begränsades till att inkludera de kommuner som hade rapporterat in en tillräcklig mängd rimliga data under perioden 2002–2019. Det uppgick till 207 kommuner, där Stockholm och Huddinge behandlas som en kommun i enlighet med vatten- och avloppsstatistiken. Kommunerna i de nordliga delarna av västra Sverige är starkt underrepresenterade.

En annan begränsning med datamaterialet är att tidsupplösningen är per år. Det har begränsat valet av metod, till exempel har det inte varit möjligt att göra detaljerade tidsserier för att undersöka nederbördspåverkan eller påverkan från stora vattenläckor. Datamaterialet är även något obalanserat med avseende på år, det vill säga, för vissa år finns ett större underlag. Förändring av tillskottsvattenmängder över tid har inte studerats. Istället har jämförelser mellan kommuner varit föremål för studien.

2. Bakgrund

Problemet med tillskottsvatten är del av ett komplext system som beror på infrastrukturen kring vatten och avlopp och på naturliga förutsättningar. Nedan följer en genomgång av de komponenter som ingår i systemet samt tidigare forskning för att ge en bakgrund till problemet.

2.1 Vatten- och avloppssystemet

2.1.1 Organisation

Vatten- och avloppssystemet består av rening och distribution av dricksvatten samt avledning och rening av avloppsvatten. Varje kommun har en skyldighet att tillhandahålla kommuninvånarna ett fungerande vatten- och avloppssystem (Vattentjänstlagen 6–9 §§). Den vanligaste formen för VA-verksamheten i Sverige idag är egen kommunal förvaltning (cirka 60 %) men det är också vanligt att närbelägna kommuner gemensamt äger ett VA-bolag av effektivitetsskäl. VA-huvudmannen är den som äger VA-anläggningen, vilket kan vara kommunen, en organisation eller ett aktiebolag (Svenskt Vatten, 2016d).

2.1.2 Dricksvattensystemet

Dricksvattensystemets syfte är att försörja människor med rent vatten. Ungefär 90 % av Sveriges befolkning är anslutna till kommunalt dricksvatten och får då sitt vatten från något av Sveriges drygt 1 750 kommunala vattenverk. Råvatten tas från sjöar eller vattendrag i form av ytvatten eller från brunnar i form av grundvatten. Råvattnet renas sedan i vattenverk, där det går igenom flera steg såsom filtrering, sedimentering, tillsättning av kemikalier och desinficering. För grundvatten krävs inte lika många steg då det är naturligt renare. Efter rening transporteras vattnet till vattentorn, som säkrar vattentillgången och ett jämnt tryck i ledningarna. Därifrån distribueras vattnet till hushåll och industrier. Runt 10 % sköter sin vattenförsörjning på annat sätt, till exempel genom egen brunn (Svenskt Vatten, 2016c).

Det svenska dricksvattenledningsnätet består av cirka 111 700 kilometer vattenledningar. Av dessa är cirka 77 % kommunalt ägda ledningar medan resterande är privata servisledningar. Servisledningarna, som börjar vid förbindelsepunkten strax utanför fastighetstomten, ansvarar fastighetsägaren för (Svenskt Vatten, 2019a). Vattenledningarna är trycksatta och har därför inget inläckage, men större risk för utläckage.

Vattenledningsnätet har, tillsammans med avloppsnätet, byggts ut successivt sedan slutet av 1800-talet. I början skedde utbyggnaden dock främst i större städer. På 1960- och 70-talen genomfördes en stor utbyggnad av ledningsnätet, där även bebyggelse i mindre orter anslöts till kommunalt vatten och avlopp (SCB, 2016). Eftersom ledningarna har en lång livslängd, är dagens ledningar från olika årtionden och av olika material. År 2011 var hälften av de driftsatta vattenledningarna lagda innan 1972 (Malm och Svensson, 2011). En tydlig förändring av materialfördelningen för det lagda vattenledningsnätet skedde mellan 60- och 70-talet, från de tidigare dominerande gråjärnsledningarna till att nära hälften av de nylagda ledningarna var av segjärn på 70-talet.

2.1.3 Avloppssystemet

Det allmänna avloppssystemet hanterar avloppsvatten från anslutna hushåll och industrier genom avledning till reningsverk. Avloppsvattnet består av bland annat spillvatten (från bad, disk, tvätt, toalett och industrier), dagvatten och dräneringsvatten. Spillvattenledningarna är ofta självfallsledningar, det vill säga inte trycksatta, men det finns även trycksatta ledningar. Den totala sträckan avloppsledningar i Sverige uppgår till cirka 101 000 kilometer. Avloppsvattnet leds via pumpstationer till ett av Sveriges drygt 1 700 reningsverk, där det renas mekaniskt, biologiskt och kemiskt innan det släpps ut i naturen (Svenskt Vatten, 2016b).

Markmaterialet runt ledningarna kan variera och ibland går ledningarna genom grundvatten. Liksom vattenledningsnätet, har avloppssystemet byggts ut efterhand och därför finns idag ledningar med olika ålder, rörmaterial och typer av fogar (Lundblad

och Backö, 2012). Runt två tredjedelar av dagens spillvattenförande ledningsnät i Sverige är av betong, vilket länge var det dominerande materialet. Andelen nylagda spillvattenledningar av betong har dock minskat sedan 1980-talet till fördel för i huvudsak plastmaterial (Malm och Svensson, 2011).

Olika metoder för avledning av vatten har också tillämpats (Svenskt Vatten, 2016a). Historiskt har det varit vanligt att avleda spill-, dag- och dräneringsvatten i samma ledning. Detta *kombinerade avloppsledningssystem* var det vanligaste systemet fram till 1950-talet och står fortfarande för ungefär 13 % av rörgravslängden. Vid kraftig nederbörd finns en risk att avloppssystemet blir överbelastat, då ett ökat tillskott från dagvatten också inkommer till reningsverken. Vid överbelastning kan vattnet stiga i ledningarna och leda till översvämning. Därför släpps orenat vatten ibland medvetet ut vid stora flöden i så kallade bräddavlopp (Svenskt Vatten, 2016a).

Förutom kombinerade system byggdes även tidigt *separatsystem*, där dräneringsvattnet oftast avleds med spillvattenledningarna, medan dagvattnet leds till dagvattendiken eller ut över marken (Svenskt Vatten, 2016a). Dagvatten är oftast inte så förorenat och kan därför renas naturligt, genom att det passerar genom jord och växtlighet. Från 1950-talet började *duplikatsystem* byggas, där dräneringsvatten avleds med självfall antingen till spillvattenledningen eller, sedan 1980-talet, till dagvattenledningen. Sedan 1990-talet rekommenderas att dräneringsvattnet pumpas till dagvattenledningar, alternativt avleds i en separat ledning, för att undvika källaröversvämningar vid stor nederbörd. Numera förordas att dagvattnet renas och fördröjs lokalt innan det leds bort från bebyggelsen, helst via diken (Svenskt Vatten, 2016a).

2.2 Utläckage från dricksvattennät

Eftersom dricksvattensystemet konstant är trycksatt men inte är helt tätt, läcker en del av vattnet ut. Vissa läckor upptäcks snabbt, till exempel genom att marken översvämmas när en ledning går sönder. Mindre läckor kan dock existera oupptäckta under en lång tid. Många små läckor kan ge stora volymer vattenförluster över tid (Svenskt Vatten, 2019a).

Svenskt Vatten (2019a) beräknar att utläckaget från det svenska vattennätet i genomsnitt är runt 15 %, men variationerna mellan kommuner är stora. Eftersom det inte är möjligt att mäta det faktiska utläckaget, utgår de från skillnaden mellan volymen vatten som levereras till dricksvattennätet och kundernas vattenförbrukning. Kunderna debiteras cirka 75 % av det levererade vattnet medan odebiterad förbrukning uppskattas utgöra runt 5 % av vattenproduktionen. I den odebiterade förbrukningen ingår bland annat VA-verksamhetens vattenanvändning, till exempel vatten för spolning och rengöring. Skenbara läckor, exempelvis otillåten förbrukning eller att vattenmätare mäter fel, uppskattas stå för runt 5 % av det producerade vattnet. Resterande 15 % klassas då som verkligt utläckage (Svenskt Vatten, 2019a).

Risken för utläckage påverkas av ledningsnätets kvalitet, storlek och struktur. Enligt en AI-modell utvecklad av Stockholm Vatten och Avfall har vattenledningar byggda innan 1965, och särskilt innan 1960, en betydligt högre risk för skador och därmed för läckage (Rehn, 2019). Malm m.fl. (2019) har identifierat ett antal faktorer som kan innebära att en kommun har större "oundvikliga" vattenförluster, alltså vattenförluster som är svåra att åtgärda. Dessa är: ett långt ledningsnät, att ett högre tryck krävs i systemet, fler servisledningar, samt långa privata servisledningar. Kommunernas möjlighet att reducera vattenförlusterna påverkas negativt om det finns långa privata servisledningar eftersom de ligger utanför kommunens ansvar.

Det är inte helt kartlagt var det utläckta vattnet hamnar. Några möjligheter är att det avdunstar eller rinner till en sjö eller ett vattendrag, ut i havet eller till grundvattnet. Eftersom dricks-, dag- och spillvattenledningarna ofta är placerade i samma rörgrav, där spillvattenledningarna ligger längst ner i rörgraven, kan utläckt dricksvatten även läcka in i dag- eller spillvattennätet. Hur mycket av det utläckta dricksvattnet som läcker in i avloppssystemet kan bero på systemlösning och markförhållanden. Enligt Malm m.fl. (2019), är överläckaget till spillvattenledningarna mindre då det finns separata dagvattenledningar, eftersom en del av det utläckande vattnet då istället läcker över till dagvattennätet. Graden av separation mellan dagvatten- och avloppsledningar varierar stort mellan kommuner. Förutom att utläckaget ger vattenförluster, vilket i sig är ett problem, är utläckande dricksvatten alltså även en potentiell källa till tillskottsvatten.

2.3 Tillskottsvatten i spillvattennät

Tillskottsvatten i spillvattennät kan ha sitt ursprung i dagvatten, dräneringsvatten, grundvatten, havsvatten eller utläckt dricksvatten. Lundblad och Backö (2012), delar in tillskottsvatten i tre flödeskomponenter, vilket illustreras i figur 1.

1) *Påverkan från läck- och dräneringsvatten, basflöde.*

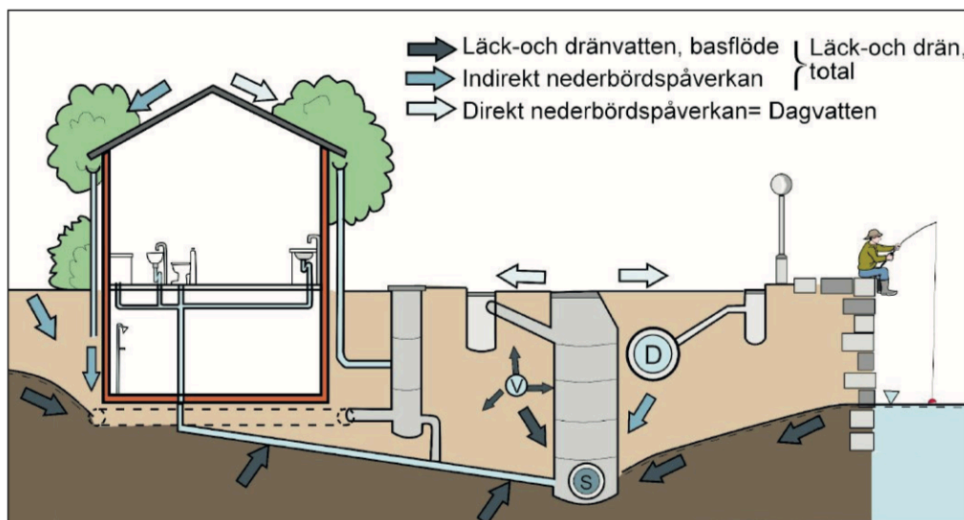
Vatten som genom inläckage eller dränering kommer in i spillvattensystemet bidrar till den största volymen tillskottsvatten sett över ett år. Många fastigheter har dräneringsledningarna anslutna till spillvattensystemet vilket ger ett tillskott av vatten. Inläckage via otätheter i spillvattensystemet kan bestå av grundvatten, varför denna flödeskomponent påverkas av den aktuella grundvattennivån. Det inläckta vattnet kan också komma från utläckage från dricksvattenledningar, vilket är den källa som undersöks i detta arbete.

2) *Direkt nederbördspåverkan.*

Hårdgjorda ytor som är direkt anslutna till spillvattennätet, till exempel tak via stuprör, eller asfaltsytor via brunnar, ökar tillskottsvattenmängden vid nederbörd. Denna komponent kan ge flödestoppar vid nederbörd men sett över ett år förklarar den mindre än 10 % av volymen tillskottsvatten. Tillskottet kan bland annat bero på felaktigt anslutna ytor eller otäta spillvattenbrunnslock.

3) Indirekt nederbördspåverkan.

Indirekt nederbördspåverkan är det som orsakas av nederbörd, men som inte ingår i föregående kategori. Om det regnar mycket kan till exempel grundvattennivån stiga snabbt vilket kan avledas till spillvattennätet via dräneringsledningar, eller att dagvatten läcker över från otäta dagvattenledningar till otäta spillvattenledningar. Denna flödeskomponent är liten över ett år jämfört med påverkan från läck- och dräneringsvatten, men kan tillfälligt ge stora flöden vid kraftig nederbörd, som leder till bräddningar och källaröversvämningar.



Figur 1. Källor till tillskottsvatten då dräneringsvattnet är kopplat till spillvattenledningen. Källa: Lundblad och Backö (2012).

Problemen med tillskottsvatten skiljer sig åt mellan kommuner, beroende på bland annat bebyggelsens och ledningsnätets utformning, nederbördsmängden, samt topografiska och hydrogeologiska förhållanden (Clementson m.fl., 2020). Möjligheten för vatten att läcka in i spillvattenledningar via fogar och sprickor beror på hur täta rören är. Eftersom gummiringfogen för betongledningar började användas först omkring 1970, menar Malm och Svensson (2011) att svenska spillvattenledningar lagda före 1970 ofta har stora volymer inläckage. I en tysk studie, fann Karpf och Krebs (2011) att installationsåret för avloppsledningen är en bra indikator för risken för inläckage. Åldern på bebyggelsen i en kommun kan också ha ett samband med tillskottsvattenmängden, i och med att äldre fastigheter oftare har källare och en husgrundsdränering som är kopplad till spillvattennätet (Clementson m.fl., 2020).

Ett vanligt använt nyckeltal för att kvantifiera mängden tillskottsvatten i ett reningsverk är utspädningsgrad (USG). Utspädningsgraden definieras som kvoten mellan den totala volymen avloppsvatten (spillvatten + tillskottsvatten) och volymen spillvatten (Lundblad och Backö, 2012).

2.4 Tidigare analyser av tillskottsvatten

Kunskapen om sambandet mellan utläckage från vattennät och tillskottsvatten i spillvattennät är begränsad. Att identifiera källor till tillskottsvatten är generellt ett komplext problem, eftersom det finns många potentiella källor. Tidigare analyser där möjliga samband har undersökts presenteras i detta avsnitt.

2.4.1 Analys av förändring av tillskottsvattenmängder över tid

I en studie av nordiska reningsverk, undersökte Jenssen Sola m.fl. (2018) förändring av andelen tillskottsvatten över tid. Bland annat undersökte de tre norska kommuner med avseende på nederbördsmängd och tillskottsvatten under perioden 2008–2016. I två av kommunerna minskade tillskottsvattenvolymer trots en ökad nederbörd. I den tredje kommunen, Drammen, ökade tillskottsvattenvolymer, vilket författarna tror kan bero på att Drammen har en hög andel kombinerade avlopps- och dagvattensystem (56 %) jämfört med de andra två kommunerna. Till vilken grad nederbörden påverkar mängden tillskottsvatten kan alltså variera beroende på systemlösning. I en kommun som till stor del har ett kombinerat avloppssystem, kan nederbörden antas ha en större betydelse, eftersom dagvattnet då är direkt kopplat på avloppsnätet.

Svårigheterna att beräkna ett tillförlitligt mått på mängden tillskottsvatten framhävs av Jenssen Sola m.fl. (2018). Det finns olika metoder för att uppskatta volymen tillskottsvatten i spillvattennät. En metod utgår från koncentrationen av fosfor i reningsverken, där en lägre koncentration tyder på att avloppsvattnet är mer utspädd med tillskottsvatten. En annan metod är vattenbalansmetoden, där skillnaden i den uppmätta volymen avloppsvatten vid två olika mätpunkter längs samma ledning utnyttjas. Jenssen Sola m.fl. menar att fosformetoden ger mer tillförlitliga värden än metoden där vattenbalansen utnyttjas. Detta eftersom vattenbalansmetoden utgår från att vatten enbart kommer *in* i avloppssystemet, medan avloppsvatten i verkligheten även kan lämna systemet genom bräddning. Metoden att använda fosfor ger generellt högre värden på andelen tillskottsvatten.

2.4.2 Statistisk sambandsanalys av tillskottsvattenkällor i Norge

Ett statistiskt försök att identifiera faktorer som bidrar till tillskottsvatten i elva norska reningsverk gjordes av Jenssen Sola m.fl. (2019). De inkluderade sex variabler med mätta eller uppskattade värden i sin modell: läckage från dricksvattenledningar, volym levererat dricksvatten, ålder på avloppsrör, andelen förnyade avloppsrörslängd, systemlösning och nederbörd. Studieperioden var 2008–2016 och årsvärden användes för variablerna.

Regressionsanalys användes för att se om det fanns ett enkelt linjärt samband mellan tillskottsvatten och respektive undersökt variabel för var och en av de elva norska reningsverken. Koncentrationen av fosfor i avloppsvattnet användes som mått på andelen tillskottsvatten, där en lägre fosforhalt alltså indikerar en större andel

tillskottsvatten. Resultatet från den linjära regressionsanalysen var dock inte tydligt – för de flesta reningsverken var ingen variabel signifikant för att förklara fosforhalten. För två av reningsverken var det negativa sambandet mellan fosforhalten och dricksvattenläckage signifikant på en 5 % signifikansnivå. Nederbörds mängden var signifikant för tre reningsverk och levererad vattenmängd för ett reningsverk, medan avloppsrörens medelålder och andelen förnyade avloppsrör inte var signifikant för något reningsverk.

Enligt Jenssen Sola m.fl. (2019) är det svårt att hitta en enskild faktor som förklarar tillskottsvattenmängden till ett reningsverk. Därför genomförde de även en multivariat dataanalys med hjälp av principalkomponentanalys. Genom principalkomponentanalysen identifierade de att alla undersökta variabler förutom andelen förnyade rör, var signifikanta och negativt korrelerade till andelen fosfor i reningsverken. De såg även att betydelsen av variabler för att förklara mängden tillskottsvatten skilde sig mellan reningsverken. Författarnas slutsats är att flera faktorer antagligen förklarar mängden tillskottsvatten. Dock hade de föredragit om fler variabler hade kunnat inkluderas, som grundvattennivå, andel ogenomtränglig yta, och hur ofta avloppsledningar korsar vattendrag. De menar också att dricksvattenläckage skulle kunna vara en betydande källa till tillskottsvatten i de fall som dricksvattenledningarna är i samma rörgrav som avloppsrören.

2.4.3 Fallstudie av utläckage från vattennät i Asker kommun, Norge

Jenssen Sola m.fl. (2019) genomförde även en fallstudie av Asker kommun i Norge, med specifikt fokus på dricksvattenläckagets eventuella påverkan på tillskottsvattenmängden. Under 2018 mättes avloppsvattenflödet i fyra tillrinningsområden i Asker kommun för att beräkna andelen tillskottsvatten med vattenbalansmetoden. Det var ovanligt lite nederbörd år 2018 och andelen tillskottsvatten sjönk gradvis under en treveckorsperiod i juni–juli då ingen nederbörd observerades. Därför antar författarna att huvudbidraget till tillskottsvattnet under sommaren bestod av vatten som läckt från dricksvattenledningar, samt inläckage från vattendrag. En annan möjlig källa är grundvatten, dock menar de att det torra året antagligen lett till en låg grundvattennivå, vilket kan ha gjort denna källa till tillskottsvatten mindre betydande.

De fyra tillrinningsområdena skiljde sig åt med avseende på möjligt inflöde från floder. I ett tillrinningsområde menar författarna att tillskottsvattenmängden med hög sannolikhet påverkas av inläckande vatten från en flod. Där framgår också att andelen tillskottsvatten är betydligt högre än för de övriga tre punkterna. Ledningarna i två av de andra områdena går i vissa fall längs vattendrag. I det fjärde tillrinningsområdet korsar avloppsledningar dock inga vattendrag. Därför drar författarna slutsatsen att tillskottsvattnet i detta område under de torraste veckorna sommaren 2018 troligen främst härrörde från inläckande dricksvatten. Utifrån detta uppskattade de att vattenläckaget i Asker kommun bidrar med cirka 10–15 % av den totala mängden tillskottsvatten.

Jenssen Sola m.fl. (2019) undersökte även hur ett plötsligt stort dricksvattenläckage i Asker kommun den 18 mars 2018 påverkade mängden tillskottsvatten. Eftersom avloppsmängden samtidigt ökade stort i samma område, utan att någon nederbörd föll, menar författarna att ökningen kan förklaras av inläckande dricksvatten. Det dagliga dricksvattenflödet dagen efter rörbrottet var 460 m³ större än flödet ett par dagar innan rörbrottet, medan det dagliga avloppsflödet var 420 m³ större. Därför antar författarna att cirka 90 % det utläckta dricksvattnet läckte över till avloppsnätet. Eftersom detta gällde ett plötsligt rörbrott, kan sambandet dock inte antas gälla även för långsamt läckande ledningar.

2.4.4 Statistisk sambandsanalys av det svenska VA-nätet

Variationer i kvalitet och funktion i svenska kommuners VA-system studerades i en regressionsanalys av WSP Advisory (Hammarberg och Pettersson, 2019). Flera indikatorer för VA-systemens kvalitet och funktion analyserades, däribland andelen utläckage från vattenledningar samt utspädningsgrad. För varje indikator skattades en regressionsmodell där indikatorn är beroendevariabeln. De förklarande variablerna för varje modell var ålder för bostadsbebyggelse, andel ny bostadsbebyggelse efter 2011, antal invånare per kvadratkilometer, befolkningstillväxt i procent, andel bebyggelse i tätort, nederbördsmängd, kommungrupp enligt 2017 års kommungruppsindelning av dåvarande Sveriges Kommuner och Landsting (nedan benämnd SKL-grupp), samt den binära variabeln skärgårdskommun. Indata för förklaringsvariablerna består av medelvärden över åren 2014–2017. Nederbördsmängden var medelvärden över väderstationer i länet. Variationer över tid undersöktes alltså inte, då Hammarberg och Pettersson menar att variablerna generellt inte varierar mycket över tid.

Regressionsanalysen visade att både utläckage och utspädningsgrad var signifikant positivt korrelerade med nederbördsmängd och ålder för bostadsbebyggelse. Kommuner med högre genomsnittlig ålder på bostadsbebyggelsen har alltså ofta både större utläckage och mer tillskottsvatten. Författarna antar att variabeln även kan kontrollera för VA-systemets ålder, då det verkar som att kommuner med äldre bostadsbebyggelse också har större problem med VA-systemet. De noterar även att den genomsnittliga åldern på bostadsbebyggelsen generellt är lägre i kommuner nära storstäder och högre på landsbygden. Vidare var både utspädningsgrad och utläckage negativt korrelerade med andel bebyggelse i tätort. Kommuner med större andel bebyggelse i tätort har alltså generellt lägre utläckage och lägre utspädningsgrad. Utläckage var dessutom positivt korrelerat med variabeln skärgårdskommun.

Hammarberg och Pettersson undersökte även korrelationer mellan de beroende variablerna, varpå de fann en stark korrelation mellan utläckage och utspädningsgrad. De tolkar korrelationen som att det finns samtidiga problem i systemen, exempelvis orsakade av liknande livslängd. Andra möjliga förklaringar enligt dem är att geologi, nederbörd eller andra faktorer i en kommun gör att dricksvattenläckage och tillskottsvatten korrelerar.

För att undersöka om korrelationen beror på ett direkt orsakssamband, det vill säga att det utläckande vattnet läcker in i avloppssystemet, bör möjliga gemensamma faktorer som kan förklara utläckage respektive tillskottsvatten kontrolleras. Av förklaringsvariablerna i Hammarberg och Petterssons regressionsanalys är dessa alltså nederbördsmängd, ålder för boendebebyggelse och andel bebyggelse i tätort.

Tidigare analyser av VA-systemet i Norge och i Sverige har alltså indikerat att utläckande dricksvatten skulle kunna vara en icke försumbar källa till tillskottsvatten i spillvattennätet. Till skillnad från tidigare studier, undersöks i detta arbete specifikt sambandet mellan utläckage från vattennätet och tillskottsvatten i reningsverken i svenska kommuner.

3. Metod

För att besvara syftet har data över den kommunala VA-verksamheten i Sverige analyserats. Först samlades data in och bearbetades. Sedan genomfördes en explorativ analys med målet att hitta intressanta samband genom korrelationsanalys. Slutligen genomfördes en mer djupgående statistisk analys baserad på linjär regression.

3.1 Verktyg

Statistiska beräkningar har gjorts med hjälp av verktyget Jupyter Notebook i utvecklingsmiljön Anaconda, där programspråket Python med relevanta bibliotek såsom Statsmodels, Sklearn, Scipy och Pandas har använts. Microsoft Excel användes i ett första stadium för att grovt sammanställa datamaterialet och justera fel, innan datauppsättningen laddades in i Jupyter Notebook. Mjukvaran QGIS har använts för att i kartform visualisera mängden utläckage och tillskottsvatten i svenska kommuner.

3.2 Datainsamling

3.2.1 Data från VASS

Huvudparten av datamaterialet hämtades som Excelfiler från branschorganisationen Svenskt Vattens VA-statistiksystem, VASS. Svenskt Vatten genomför årliga undersökningar som VA-organisationer svarar på genom att rapportera in statistik till VASS per kommun och per VA-anläggning. I detta arbete har driftundersökningarna från alla år (2002–2019) använts. Driftundersökningen innehåller knappt 140 frågor, där vissa är märkta som prioriterade frågor sedan 2019 för att uppmäna de svarande att vara extra noggranna när de besvarar dessa frågor. Sedan 2014 uppger de svarande även om svaret på respektive fråga är exakt, beräknat, uppskattat, om *data saknas* eller om frågan är *ej relevant* för kommunen genom att ange en kvalitetskod. De har även möjlighet att ge en kommentar till sina svar. De frågor vars svar har använts i detta arbete är sammanställda i tabell 1. Utifrån svaren beräknar Svenskt Vatten knappt 80 olika

nyckeltal. Dessa har dock inte använts, utan istället har egna nyckeltal beräknats utifrån data från VASS. Vid nedladdning av Excelfiler från VASS inkluderas metadata samt, om så önskas, även kvalitetskoder och kommentarer. Medföljande metadata är sammanställd i tabell 2. Bland annat kan kommungrupp enligt SKL:s kommunindelning inkluderas, som delar in kommuner utifrån storlek på tätort, närhet till större tätort och pendlingsgrad (Sveriges Kommuner och Regioner, 2019). Svarsfrekvensen varierar från år till år men vanligtvis besvarar cirka 200 kommuner driftundersökningen. För individuella frågor kan svarsfrekvensen vara lägre.

Tabell 1. Sammanställning av använda data från VASS Driftstatistik.

Område	Kod i VASS	Definition	Enhet
Vatten	Vb107	Total vattenleverans till den egna kommunens vattenledningsnät, inkl. leverans från annan kommun eller bolag.	m ³ /år
	Vb108	Debiterad vattenmängd inom den egna kommunen.	m ³ /år
	Vb113	Mätt eller uppskattad vattenförbrukning som ej debiterats.	m ³ /år
	Bd101	Antal anslutna personer till det allmänna vattenledningsnätet i kommunen	st.
	Bd300	Ledningslängd för vattenledning (allmänna ledningsnätet exklusive serviser)	km
Avlopp	Vb200	Behandlad mängd avloppsvatten	m ³ /år
	Vb201	Mottagen mängd avloppsvatten från annan kommun eller bolag.	m ³ /år
	Vb202	Avledd mängd avloppsvatten till annan kommun eller bolag	m ³ /år
	Vb204	Debiterad avloppsmängd inom den egna kommunen.	m ³ /år
	Bd103	Antal anslutna personer till det allmänna spillvattenförande ledningsnätet i kommunen	st.
	Bd313	Ledningslängd för spillvattenförande självfallsledning (allmänna ledningsnätet exklusive serviser, inklusive kombinerad ledning)	km
	Bd314	Ledningslängd för kombinerad självfallsledning (del av Bd313)	km
Övrigt	Vb300	Nederbörd	mm/år

Tabell 2. Medföljande metadata vid nedladdning av data från VASS.

Metadata	Beskrivning
Nr	SCB:s kommunkod
Namn	Kommunnamn
SKL-grupp	SKL:s kommungruppsindelning från 2017
Personer	Befolkningsmängd i kommunen
År	År som svaret gäller

3.2.2 Data från Statistiska centralbyrån (SCB)

Data om bostadsbebyggelsens ålder i tätorter samt andelen bebyggelse i tätorter i respektive kommun hämtades från Statistiska centralbyråns statistikdatabas. Statistiken är från 2010. Åldern på bostadsbebyggelsen i tätorter anger antalet bostadsbyggnader registrerade år 1920 eller tidigare, och därefter antalet bostadsbyggnader registrerade per decennium mellan 1921 och 2010. Andelen bebyggelse i tätort anger antal byggnader i tätorter i förhållande till det totala antalet byggnader i kommunen. SCB definierar tätort som områden med minst 200 invånare och en sammanhängande bebyggelse (SCB, 2010a; SCB, 2010b).

3.3 Datakvalitet och bearbetning av data

Kvaliteten på datamaterialet från VASS varierar mellan kommuner och år. Kvaliteten bygger på att VA-organisationerna rapporterar in tillförlitliga data. Vilken tid och vilka resurser en enskild VA-organisation har möjlighet att lägga på att genomföra mätningar och besvara undersökningen kan förklara svarens varierande kvalitet. Svenskt Vatten arbetar för att öka datakvaliteten genom att tillhandahålla lathundar och ett Excelark med definitioner för respektive post, samt genom att ge allmänna rekommendationer för hur VA-organisationerna ska svara på undersökningen. Svenskt Vatten stämmer även av misstänkta felaktiga data med kommunerna, eller ändrar direkt vid uppenbara fel (Svenskt Vatten, 2019b). Dock kvarstår många fel som Svenskt Vatten inte har upptäckt.

För att höja datakvaliteten har mycket tid lagts på att bearbeta data, genom korrigering av misstänkta fel och bortrensning av orimliga data. Korrigering av fel har gjorts i Excel. Ibland har kommunerna själva lagt in kommentarer om att tidigare års värden är felaktiga och sedan uppgett en mer korrekt siffra. Dessa kommentarer har använts för att kunna korrigera värdena. Andra fel har upptäckts av uppsatsförfattaren under dataanalysen, till exempel fel som ger extrema värden. Vissa av felen är lätta att förstå och korrigera. Exempel är att den som har matat in värdet har skrivit siffrorna i ett tal i fel ordning, missat en nolla på slutet, eller placerat decimaltecknet fel. Osäkerheter som är svårare att upptäcka och uppskatta är mätfel på vattenmätare samt osäkerhet till följd

av omänt vattenförbrukning (Malm m.fl., 2019). Vissa kommuner har avrundat sina värden mer än andra, vilket exempelvis kan ses på värden rapporterade av Stockholm inklusive Huddinge och Göteborgs kommun som bara har ett fåtal värdesiffror.

En indikation på datakvaliteten kan fås genom att läsa kommentarerna från VA-organisationerna. Ibland väljer den som svarar på VASS-undersökningen att kommentera då de upptäcker att tidigare års värden för kommunen inte stämmer. En relativt vanligt förekommande kommentar är att de tidigare felaktigt inkluderat servisledningar i posterna som enligt VASS definition bara beskriver längden på allmänna ledningar (Bd300 och Bd313). Det är troligt att det finns andra kommuner som har gjort samma misstag men utan att ha upptäckt det. Svenskt Vatten uppger att anledningen till att ledningslängden ser ut att minska i vissa kommuner, är att kvaliteten på statistiken ökar, snarare än att den faktiska ledningslängden skulle ha minskat. Eftersom ledningsnätet byggs ut successivt, är det normala att ledningslängden långsamt ökar (Svenskt Vatten, 2020).

Kommunernas inrapporterade värden på levererad vattenmängd (Vb107) och debiterad vattenmängd (Vb108) bör vara relativt säkra, eftersom dessa oftast mäts. Merparten av kommunerna i Sverige har vattenmätare hos samtliga abonnenter (Malm m.fl., 2019). Kommuner som till stor del tillämpar schablonbaserad vattenförbrukning (till exempel Båstad, Åre och Älvdalen) har uteslutits ur analysen. Det finns osäkerhet i den debiterade avloppsmängden, Vb204, eftersom den oftast inte mäts.

Posten Vb113 – icke debiterad förbrukning – innehåller stora osäkerheter. Värdet på Vb113 har oftast antingen uppskattats eller beräknats. Svenskt Vatten (2019b) skriver att den vanligaste orsaken till att svar för vattenbalansen måste uteslutas ur analys, är att tillåten odebiterad förbrukning tolkas som skillnaden mellan vattenlevereras och debiterad förbrukning, det vill säga Vb113 beräknas genom ekvationen $Vb113 = Vb107 - Vb108$. Vattenförlusten räknas alltså då in i Vb113. Det är ofta mycket stora skillnader på värdet på Vb113 mellan år i samma kommun. Det är troligtvis ett resultat av att posten har tolkats på olika sätt olika år, eller att förbrukningen ibland har uppskattats, ibland beräknats, eller att en mätare av egenförbrukningen har installerats på senare år. Det finns också skillnader mellan kommuner gällande vilket vatten som debiteras. Till exempel debiteras byggvatten i vissa kommuner medan det i andra kommuner är odebiterat (Malm m.fl., 2019).

Rader som innehåller orimliga data har rensats bort i Jupyter Notebook. Bland annat om andelen odebiterad vattenmängd är mindre än 5 % eller större än 70 %, eller om andelen tillskottsvatten är mindre än 10 % eller större än 80 % har denna rad uteslutits ur analysen. Även rader som saknar nödvändiga värden för den statistiska analysen, som levererad vattenmängd, debiterad vattenmängd eller debiterad avloppsmängd, har rensats bort.

I SCB:s statistik från 2010 är åldern för ungefär en tiondel av kommunernas fastigheter okänd. I övrigt anses statistiken hålla hög kvalitet och har därför inte korrigerats.

3.4 Beräkning av nyckeltal

3.4.1 Mått på dricksvattenläckage

Ett antal nyckeltal har beräknats i detta arbete, bland annat för storleken på dricksvattenläckage och mängden tillskottsvatten (se tabell 3). Eftersom syftet med detta arbete är att studera utläckage från dricksvattennätet, är det viktigt att få tillförlitliga värden för denna variabel. Det är dock svårt att hitta en bra metod för beräkning av utläckage utifrån VA-organisationernas svar. Den intressanta parametern för detta arbete är det *verkliga utläckaget*, som i VASS representeras av fråga med kod Vb117, se figur 2.

A	B	C	D	E
Leverans = Vb107	Tillåten förbrukning = <i>nyckeltalet</i> Nt103b	Debiterad förbrukning = Vb108	Debiterad och mätt förbrukning	Volym som ger intäkter
		Icke debiterad förbrukning = Vb113	Debiterad men omätt förbrukning	
			Odebiterad men mätt förbrukning	
	Vattenförluster = <i>nyckeltalen</i> Nt108a, Nt112a Nt113	Skenbart utläckage	Otillåten förbrukning	Volym som inte ger intäkter
			Mätarfel	
		Verkligt utläckage = Vb117	Utläckage på överförings- och huvudledningar	
			Utläckage och bräddning i reservoarer	
			Utläckage på serviser	

Figur 2. Modell för vattenbalans med koder enligt VASS. Vb107, Vb108 och Vb113 ska anges i m³ per år medan Vb117 ska uppges i procent. Källa: Svenskt Vatten (2019b).

VA-organisationerna uppmanas göra en bedömning av hur stor del av vattenleveransen som är verkligt utläckage på ledningar, anordningar och serviser. I huvudsak har organisationerna antingen uppskattat eller beräknat Vb117. Vid beräkning av Vb117 har många använt formeln

$$Vb117 = \frac{Vb107 - Vb108 - Vb113}{Vb107} * 100.$$

Skenbart utläckage inkluderas då felaktigt i Vb117, det vill säga, Vb117 blir istället ett mått på total vattenförlust. Ett annat problem med denna beräkning är att värdena på Vb113 – icke debiterad förbrukning – innehåller stora osäkerheter.

De stora osäkerheterna i Vb117 ledde till att ett eget nyckeltal för utläckage användes i detta arbete. Eftersom Vb107 och Vb108 överlag är relativt tillförlitliga jämfört med andra poster i VASS, har den odebiterade mängden vatten (Vb107 – Vb108) använts som mått på utläckagets storlek, trots att detta egentligen inte är det verkliga utläckaget. Dock är det viktigaste för syftet inte att kvantifiera exakt hur stort utläckaget är, utan att undersöka förhållandet mellan utläckaget och tillskottsvattnet. Dessutom står verkliga förluster generellt för den största delen av det odebiterade vattnet (Svenskt Vatten, 2019a). Utläckage som sker bortom vattenmätarna ingår inte i den odebiterade vattenmängden, men bedöms inte påverka inläckage i spillvattennät i någon större omfattning.

3.4.2 Mått på mängd tillskottsvatten

I detta arbete har vattenbalansen använts för att beräkna volymen tillskottsvatten, eftersom den metoden var möjlig utifrån tillgängliga data. Som mått på producerad volym avloppsvatten i kommunen används värdet på den avloppsmängd som behandlas i kommunen (Vb200) tillsammans med det som avleds till annan kommun/bolag (Vb202), minus det som mottas från annan kommun/bolag (Vb201), det vill säga, $Vb200 - Vb201 + Vb202$. Skillnaden mellan den producerade avloppsmängden och den debiterade avloppsmängden (Vb204) används då som mått på mängden tillskottsvatten.

Detta mått på tillskottsvatten innehåller vissa osäkerheter. Den debiterade mängden spillvatten kan inte likställas med mängden spillvatten som inkommer till reningsverken eftersom avloppsvatten kan ha läckt ut eller bräddats. Därför är mängden tillskottsvatten antagligen större än vad vattenbalansmetoden indikerar.

Tabell 3. Nyckeltal som har beräknats utifrån svaren i VASS.

Nyckeltal	Formel	Enhet
Odebiterat vatten	$Vb107 - Vb108$	$m^3/\text{år}$
Odebiterat vatten per meter dricksvattenledning	$(Vb107 - Vb108)/Bd300$	$m^3/m/\text{år}$
Odebiterat vatten per m^3 debiterad vattenmängd	$(Vb107 - Vb108)/Vb108$	$m^3/m^3/\text{år}$
Tillskottsvatten	$Vb200 - Vb201 + Vb202 - Vb204$	$m^3/\text{år}$
Tillskottsvatten per meter spillvattenledning	$(Vb200 - Vb201 + Vb202 - Vb204)/Bd313$	$m^3/m/\text{år}$
Tillskottsvatten per m^3 debiterad vattenmängd	$(Vb200 - Vb201 + Vb202 - Vb204)/Vb108$	$m^3/m^3/\text{år}$

3.4.3 Normeringar

Värdena för odebiterat vatten och tillskottsvatten bör vara jämförbara mellan kommuner vars ledningsinfrastruktur har olika storlek och struktur. Till exempel har en kommun med ett långt ledningsnät sannolikt också ett större utläckage från vattennätet och ett större inläckage till spillvattennätet. På samma sätt har en kommun med fler anslutna hushåll rimligtvis fler förbindelsepunkter där vatten kan läcka ut eller in.

För att kunna jämföra nivån av odebiterat vatten och tillskottsvatten mellan kommuner har värdena i detta arbete normerats på två olika sätt: (1) per meter dricksvattenledning respektive per meter spillvattenförande självfallsledning, och (2) per m^3 debiterat vatten.

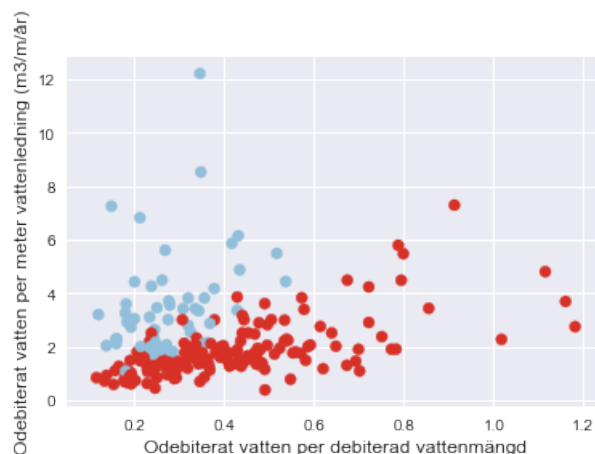
Vidare kallas normeringarna för ledningsnormerat respektive debiteringsnormerat. Det finns även trycksatta spillvattenledningar, men till dem sker i princip inget inläckage.

Det finns olika för- och nackdelar med de två normeringarna. Att normera vattenförlust mot ledningslängd ger enligt Malm m.fl. (2019) ett mer rättvist resultat vid jämförelse av kommuner med olika förutsättningar (olika stora oundvikliga vattenförluster). Om syftet istället är att studera hur stor del av det producerade vattnet som inte kommer fram till konsumenterna, är procentuell vattenförlust ett relevant mått (Malm m.fl., 2019).

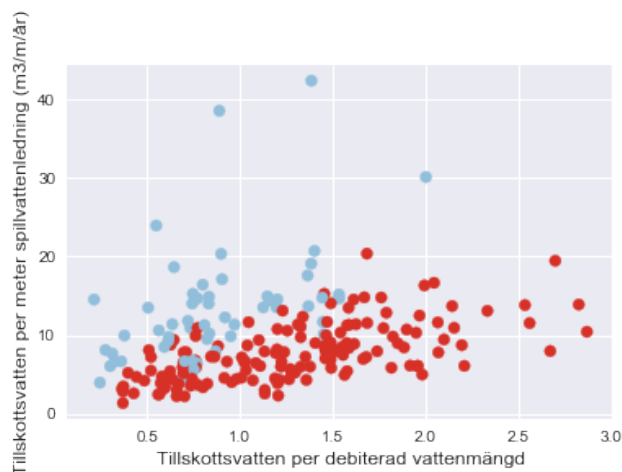
En felkälla vid ledningsnormeringen i detta arbete, är att längderna för vattenledningarna (Bd300) och de spillvattenförande självfallsledningarna (Bd313) bara gäller sträckan för det allmänna ledningsnätet exklusive servisledningar. Dock sker ut- och inläckage även på allmänna och privata servisledningar. Om en kommun har en stor andel servisledningar, kan normeringen därför visa på orättvist stora värden på odebiterat vatten och tillskottsvatten för dessa kommuner. En annan felkälla är osäkerheter i kommunernas inrapporterade värden för Bd300 och Bd313, då vissa kommuner ibland felaktigt har inkluderat servisledningslängden.

Vid debiteringsnormeringen, har mängden odebiterat vatten med mängden tillskottsvatten normerats mot samma post, den debiterade vattenmängden (Vb108), för att lättare kunna jämföra volymerna. Den debiterade vattenmängden kan ofta antas vara i samma storleksordning som den debiterade avloppsmängden (Vb204). En felkälla är osäkerheter i Vb108. Det är därför viktigt att så långt som möjligt korrigera eller utesluta orimliga värden i Vb108.

Beroende på vilken normering som används, hamnar olika kommuner högt eller lågt på skalan för odebiterat vatten respektive tillskottsvatten. Kommuner med många anslutna personer per ledningslängd, får generellt högre värden på ledningsnormerat odebiterat vatten och tillskottsvatten, jämfört med kommuner med relativt få anslutna per ledningslängd, se figur 3 och 4. När odebiterat vatten och tillskottsvatten normeras mot debiterad vattenmängd, är det istället mer glesbefolkade kommuner som har de högsta värdena. Skillnaderna skulle möjligtvis kunna bero på att mer tätbefolkade kommuner eventuellt har en större andel servisledningar, vilket ger högre värden vid normering mot det allmänna ledningsnätet exklusive serviser. Båda normeringar har använts parallellt i arbetet, då de kan synliggöra olika samband.



Figur 3. Odebiterat vatten i kommuner med över (ljusblå) eller under (röd) 100 anslutna personer per kilometer vattenledning, normerat mot debiterad vattenmängd eller mot meter vattenledning.



Figur 4. Tillskottsvatten i kommuner med över (ljusblå) eller under (röd) 100 anslutna personer per kilometer vattenledning, normerat mot debiterad vattenmängd eller mot meter spillvattenledning.

3.4.4 Mått på bebyggelsens ålder

Det finns inget självklart mått för att beräkna åldern på bebyggelsen i en kommun. Hur värden beräknas beror också på vilken data som finns tillgänglig. I detta arbete användes SCB:s statistik från 2010 över bostadsbebyggelsens ålder i tätorter per kommun. En begränsning är att statistiken inte anger exakt byggår, utan endast anger det totala antalet bostadsfastigheter registrerade innan år 1921 och därefter per 10-årsperiod mellan 1921–2010. Åldern för byggnaderna ett visst decennium beräknades som skillnaden mellan årtalets mitt och år 2010 (året för vilken statistiken gäller), exempelvis 35 år för årtiondet 1971–1980. För fastigheter byggda 1920 eller tidigare, användes åldern 95 år, även om en del av dessa byggnader potentiellt kan vara byggda långt innan år 1915. I syfte att undersöka VA-nätet är denna felkälla dock mindre

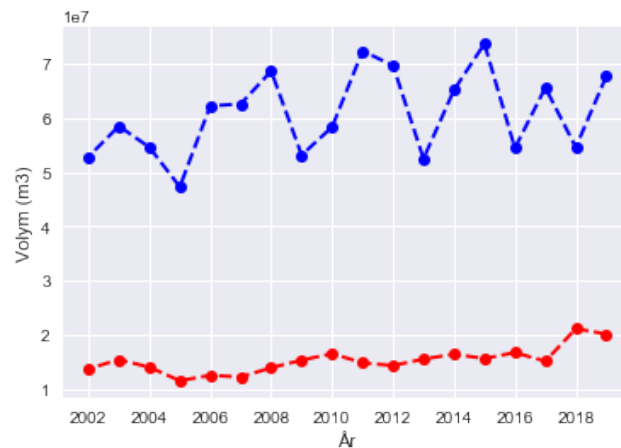
relevant, då utbyggnaden av distributionsnätet främst skedde på 1900-talet. Utifrån antalet bostadsbyggnader per årtionde beräknades en genomsnittlig ålder för respektive kommun. Måttet är alltså inte exakt men kan ändå ge en indikation på skillnader i bebyggelsens ålder mellan kommuner. Siffran användes som ett ungefärligt mått på VA-nätets ålder.

3.5 Dataset

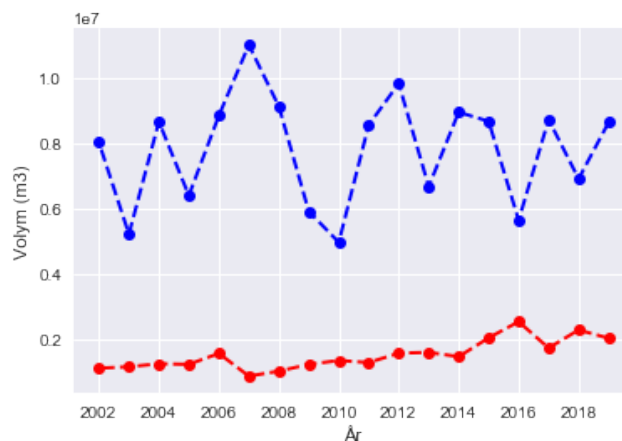
Det ursprungliga datamaterialet från VASS är av paneldatastruktur, det vill säga det har både en tvärsnittsdimension (kommun) och en tidsdimension (år). Varje rad representerar alltså data för en kommun ett enskilt år. Då antalet år som varje kommun har data för varierar mellan 1–18 år, är antalet rader per kommun obalanserat.

Eftersom andelen tillskottsvatten kan variera mycket olika år beroende på nederbörds mängd, menar Clementson m.fl. (2020) att nederbördspåverkade nyckeltal för tillskottsvatten endast bör användas för jämförelser då det är ett medelvärde över minst 4–5 år. Clementson m.fl. ifrågasätter att kommuner och myndigheter ofta använder andelen tillskottsvatten som nyckeltal för att, från ett år till ett annat, följa upp hur volymen tillskottsvatten påverkas av olika åtgärder. De menar att de stora variationerna i nederbörd och därmed tillskottsvattenmängden gör det svårt att avgöra vilken effekt åtgärderna har haft. På liknande sätt menar Jenssen Sola m.fl. (2018) att långa tidsserier för tillskottsvattenutvecklingen bör användas, snarare än att studera skillnaden från ett år till ett annat.

Genom att plotta trenden för odebiterat vatten respektive tillskottsvatten för varje kommun, framgår att tillskottsvattnet, för de flesta kommuner, varierar mycket mer än det odebiterade vattnet. Se exempel på trender i två kommuner i figur 5 och 6. Därtill är volymen tillskottsvatten generellt mycket större än volymen odebiterat vatten. På samma sätt som det är svårt att se om åtgärder mot tillskottsvatten har gett effekt genom att studera förändringen av andelen tillskottsvatten, är det svårt att här avgöra om en ökning eller minskning i utläckande dricksvatten i en enskild kommun har påverkat volymen tillskottsvatten. Dessutom är dataunderlaget per kommun litet, vilket ytterligare försvårar studier av samband mellan utläckage och tillskottsvatten i en enskild kommun.



Figur 5. Volym odebiterat vatten (rött) och tillskottsvatten (blått) per år i Göteborgs kommun 2002–2019.



Figur 6. Volym odebiterat vatten (rött) och tillskottsvatten (blått) per år i Halmstads kommun 2002–2019.

Av dessa anledningar har trender över tid inte varit fokus i denna studie. Istället har skillnaden i odebiterat vatten respektive tillskottsvatten *mellan* kommuner jämförts. Tidsdimensionen skalades bort genom att använda medelvärdet för det odebiterade vattnet respektive tillskottsvattnet i varje kommun. Eftersom Clementson m.fl. (2020) menar att medelvärdet över minst 4–5 år bör användas för att täcka nederbördens fluktuationer, inkluderades enbart kommuner med minst 5 års värden efter bortrensning av orimliga data. På så sätt hanteras även obalanserade data – varje kommun representeras nu av en rad bestående av medelvärden för bland annat odebiterat vatten och tillskottsvatten. Attributen för ledningslängder består av det senaste årets värde, eftersom flera kommuner på senare år har korrigerat en tidigare felaktigt angiven ledningslängd. En fördel är att eventuella oupptäckta felaktiga extremvärden i en kommun jämnas ut. Nackdelen är att information om tidsmässig variation i dricksvattenläckage och tillskottsvatten inom respektive kommun förloras. Attributen i det dataset som skapades kan ses i tabell 4. Det slutgiltiga datasetet innehåller 207

kommuner (där Stockholm och Huddinge behandlas som en kommun). I tabell A1 i Appendix A framgår vilka kommuner som ingår i analysen.

Tabell 4. Attribut i använt dataset.

Attribut	Beskrivning	Enhet
Kommunkod	SCB:s kommunkod	-
Kommun	Kommunnamn	-
SKL-grupp	SKL:s kommungruppsindelning från 2017	-
Antal anslutna	Antal anslutna personer till det allmänna vattenledningsnätet i kommunen (medel)	st.
Längd vattenledning	Ledningslängd för vattenledning	km
Längd spillvattenledning	Ledningslängd för spillvattenförande självfallsledning (inkl. kombinerad ledning)	km
Odebiterat vatten per meter	Odebiterat vatten per meter dricksvattenledning (medel)	m ³ /m
Odebiterat vatten per debiterat	Odebiterat vatten per m ³ debiterad vattenmängd (medel)	m ³ /m ³
Tillskottsvatten per meter	Tillskottsvatten per meter spillvattenförande självfallsledning (medel)	m ³ /m
Tillskottsvatten per debiterat	Tillskottsvatten per m ³ debiterad vattenmängd (medel)	m ³ /m ³
Andel kombinerat system	Andel kombinerat avloppssystem	-
Ålder bostadsbebyggelse	Ålder på bostadsbebyggelse (medel)	år
Andel bebyggelse i tätort	Andel bebyggelse i tätort	-
Nederbörd	Nederbördsmängd	mm

3.6 Korrelationsanalys

Datamaterialet användes för att genomföra en sambandsanalys, där ett första steg är en korrelationsanalys. Pearsons korrelationskoefficient har använts i detta arbete.

Korrelationen ρ beskriver förhållandet mellan två stokastiska variabler X och Y , och definieras som

$$\rho(X, Y) = \frac{\text{Cov}(X, Y)}{\sigma_X \cdot \sigma_Y} = \frac{E(X \cdot Y) - \mu_X \cdot \mu_Y}{\sigma_X \cdot \sigma_Y} \quad (1)$$

där $\text{Cov}(X, Y)$ är kovariansen mellan variablerna, μ_X och μ_Y är variablernas förväntade värde och σ_X och σ_Y är variablernas standardavvikelse (Løvås, 2004).

För att estimerar korrelationen utifrån n observationer $x_1, \dots, x_n$ används skattningar av kovariansen, S_{XY} , och av standardavvikelseerna, S_X och S_Y . Skattningen av korrelationskoefficienten definieras som

$$r = \frac{S_{XY}}{S_X \cdot S_Y} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (2)$$

Värdet är mellan -1 och +1, där +1 indikerar ett perfekt positivt linjärt samband mellan X och Y , mellan -1 anger ett perfekt negativt linjärt samband. Vid ett r nära noll är X och Y okorrelerade (Løvås, 2004).

En korrelationsmatris synliggör parvisa samvariationer mellan variabler. Den kan användas för att få en initial förståelse, som sedan kan utnyttjas för att välja variabler till regressionsmodeller. Om korrelationenskoefficienten mellan två variabler är låg är kombinationen inte särskilt intressant att undersöka med linjär regression (Løvås, 2004).

3.6.1 Korrelationsmatriser

Tabell 5 och 6 visar korrelationskoefficienter för bivariata samband mellan variablerna som beskriver kommunernas nivå av tillskottsvatten, odebiterat vatten, antal anslutna till vattennät, ledningslängd för vattenledning, ledningslängd för spillvattenförande självfallsledning, bostadsbebyggelsens ålder i tätort samt andelen bebyggelse i tätort. I tabell 5 framgår en starkt positiv korrelation ($r > 0,5$) mellan mängden odebiterat vatten och mängden tillskottsvatten i reningsverken för båda sätt att normera. Det ger en första indikation på att utläckage kan vara en intressant variabel för att förklara mängden tillskottsvatten i en regressionsmodell.

Ledningsnormerat tillskottsvatten och odebiterat vatten korrelerar båda positivt med antalet anslutna till dricksvatten, ledningslängderna samt andel bebyggelse i tätort. Att normera mot ledningslängden tar alltså inte bort hela samvariationen med ledningslängden. Debiteringsnormerat tillskottsvatten och odebiterat vatten korrelerar istället negativt med dessa variabler. En större andel tillskottsvatten i reningsverken i

relation till debiterat vattenmängd, korrelerar alltså med färre anslutna och kortare ledningslängder.

Den genomsnittliga åldern på bostadsbebyggelsen i kommunens tätorter korrelerar relativt starkt positivt ($r \approx 0,5$) med odebiterat vatten och tillskottsvatten per debiterat vattenmängd, men inte per meter ledning.

Tabell 5. Pearsons korrelationskoefficient mellan tillskottsvatten och odebiterat vatten baserat på medelvärden över år för varje kommun.

	Tillskottsvatten per meter	Tillskottsvatten per debiterat
Odebiterat vatten per meter	0,69	
Odebiterat vatten per debiterat		0,59

Tabell 6. Pearsons korrelationskoefficient mellan tillskottsvatten respektive odebiterat vatten och variabler som beskriver kommuners förutsättningar.

	Antal anslutna	Längd vattenledning	Längd spillvattenledning	Ålder bostadsbebyggelse	Andel bebyggelse i tätort
Tillskottsvatten per meter	0,46	0,33	0,34	0,06	0,38
Odebiterat vatten per meter	0,62	0,37	0,44	0,05	0,44
Tillskottsvatten per debiterat	-0,19	-0,23	-0,23	0,51	-0,35
Odebiterat vatten per debiterat	-0,14	-0,12	-0,14	0,50	-0,35

En korrelationstabell baserat på alla mätningar där kommunerna hade angivit nederbördsmängd, visar en svag korrelation mellan genomsnittlig mängd tillskottsvatten och mängd nederbörd vid jämförelse mellan kommuner (se tabell 7). Nederbördsmängden verkar dock inte ha något samband med mängden odebiterat vatten, vilket är väntat.

Tabell 7. Pearsons korrelationskoefficient mellan nederbördsmängd och tillskottsvatten respektive odebiterat vatten baserat på medelvärden över år för varje kommun.

	Nederbörd
Tillskottsvatten per meter	0,13
Odebiterat vatten per meter	-0,04
Tillskottsvatten per debiterat	0,25
Odebiterat vatten per debiterat	0,08

3.7 Linjär regression

3.7.1 Enkel linjär regression

För att vidare undersöka sambandet mellan utläckage från vattennätet och mängden tillskottsvatten tillämpades först en enkel linjär regressionsmodell, vilken matematiskt kan skrivas

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 x_i + \varepsilon_i \quad (3)$$

för $i = 1, \dots, n$, där den beroende variabeln (responsvariabeln) Y representerar tillskottsvattenmängden och den oberoende (förklarande) variabeln x representerar mängden odebiterat vatten, nedan benämnd "utläckagevariabeln". Parametern β_0 anger skärningen med y-axeln, alltså representerar β_0 mängden tillskottsvatten som inte kommer från utläckande dricksvatten. Lutningskoefficienten β_1 beskriver regressionslinjens lutning, det vill säga en ökning med ett steg i x-led innebär en ökning med β_1 steg i y-led. Slutligen är ε_i en stokastisk variabel som beskriver slumpmässiga avvikelser från det linjära sambandet. Skattningen av β -parametrarna görs med minstakvadratmetoden utifrån de n parvisa observationerna $(x_1, y_1), \dots, (x_n, y_n)$ (Enqvist, 2007). Minstakvadratmetoden baseras på att välja den rätta linje som minimerar summan av alla kvadrerade avstånd mellan punkterna och rätta linjen i y-led. Alltså de skattade värdena $\hat{\beta}_0$ och $\hat{\beta}_1$ som minimerar förlustfunktionen

$$Q(\beta_0, \beta_1) = \sum_{i=1}^n (y_i - \beta_0 - \beta_1 x_i)^2. \quad (4)$$

Ett vanligt antagande för skattning med minstakvadratmetoden är att alla ε_i är oberoende samt normalfördelade med väntevärde 0 och konstant varians σ^2 .

För modellen i ekvation (3) antas att alla kommuner har samma mängd tillskottsvatten som inte beror på utläckande dricksvatten, β_0 . Sådant utläckage-oberoende tillskottsvatten kan till exempel vara dräneringsvatten eller dagvatten som leds till spillvattennätet. Eftersom volymen utläckande dricksvatten är mindre än mängden odebiterat vatten x_i , kan utläckande vatten maximalt stå för x_i av den totala tillskottsvattenmängden y_i i en kommun i . Därför måste den utläckage-oberoende andelen tillskottsvatten vara minst $1 - (x_i/y_i)$. Denna andel skiljer sig dock avsevärt mellan Sveriges kommuner, vilket innebär en viss begränsning av modellen. Se beräknade värden för x_i/y_i i tabell A1 i Appendix A.

3.7.2 Förklaringsgrad

Förklaringsgraden används för att avgöra hur väl den skattade modellen passar till datapunkterna. Passningsmåttet r^2 är ett mått på hur stor andel av variationen i den beroende variabeln som de oberoende variablerna förklarar. Värdet ligger därmed mellan 0 och 1, där ett värde nära 1 tyder på att modellen förklarar en stor del av variationen. Värdet definieras som

$$r^2 = \frac{SS_R}{SS_T} = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 x_i - \bar{y})^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}, \quad (5)$$

där den totala kvadratsumman SS_T anger den totala variationen bland Y och beräknas genom kvadratsumman av avstånden mellan varje observation y_i och medelvärdet av dem. Regressionskvadratsumman SS_R anger den del av variationen som den skattade modellen förklarar och beräknas med avstånden mellan regressionslinjen och medelvärdet av y -observationerna. Resterande variation, residuallkvadratsumman SS_E , beror på slumpmässiga avvikelser (Løvås, 2004) och är den kvadrerade summan av avstånden mellan varje observation y_i och regressionslinjen,

$$SS_E = \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{\beta}_0 - \hat{\beta}_1 x_i)^2. \quad (6)$$

Den justerade förklaringsgraden r^2_{adj} har använts för att undvika att regressionslinjen överanpassas till observationerna. Den justerade förklaringsgraden justerar ner värdet på r^2 genom att ta hänsyn till antalet variabler p och antalet observationer n (Løvås, 2004) och är lika med

$$r^2_{adj} = 1 - \frac{SS_E/(n - p)}{SS_T/(n - 1)} \quad (7)$$

3.7.3 Statistisk signifikans

Ett nollskilt värde på $\hat{\beta}_1$ antyder att det finns ett samband mellan x och Y . För att undersöka om det linjära sambandet mellan x och Y kan bero på en slump, har en statistisk hypotesprövning formulerats:

H_0 : Det finns inget statistiskt linjärt samband mellan kommuners nivå av utläckage från vattennätet och mängden tillskottsvatten ($\hat{\beta}_1 = 0$).

H_1 : Det finns ett statistiskt linjärt samband mellan kommuners nivå av utläckage från vattennätet och mängden tillskottsvatten ($\hat{\beta}_1 \neq 0$).

För att utvärdera hypotesen har ett konfidensintervall beräknats baserat på den t-fördelade (med $n-2$ frihetsgrader) teststorheten

$$T = \frac{\hat{\beta}}{SE(\hat{\beta})}, \quad (8)$$

där $SE(\hat{\beta})$ är medelfelet för skattningen av $\hat{\beta}$. Konfidensintervallet

$$\hat{\beta} \pm t_{\alpha/2} \cdot SE(\hat{\beta}) \quad (9)$$

specificerar ett intervall där parametern $\hat{\beta}$ ingår med sannolikheten $(1-\alpha)$, där $t_{\alpha/2}$ är α -kvantilen för t-fördelningen. Nollhypotesen, det vill säga H_0 , förkastas på konfidensnivån $1-\alpha$ om konfidensintervallet inte innehåller 0 (Løvås, 2004). Om nollhypotesen förkastas sägs H_1 vara statistiskt signifikant.

Hypotesprövning innebär en risk för att felaktig slutsats dras. Förkastelsefel (Typ I-fel) betyder att nollhypotesen förkastas trots att den faktiskt stämmer medan godtagandefel (Typ II-fel) innebär att nollhypotesen felaktigt accepteras (Løvås, 2004). Risken för förkastelsefel styrs av vilken signifikansnivå som väljs. Signifikansnivån α anger maximal accepterad sannolikheten för att göra ett förkastelsefel. I detta arbete har signifikansnivån $\alpha = 0,05$ använts. Risken för godtagandefel beror på valet av signifikansnivå, där en avvägning sker mellan risken för godtagandefel respektive förkastelsefel. Risken beror även på datauppsättningens storlek – ju färre observationer, desto större risk för att felaktigt godta nollhypotesen (Løvås, 2004).

Att ett samband är statistiskt signifikant betyder inte nödvändigtvis att sambandet är kausalt. Sambandet kan exempelvis även bero på bakomliggande variabler – att en eller flera andra faktorer påverkar både nivån av utläckage från vattennätet och mängden tillskottsvatten.

3.7.4 Multipel linjär regression

För att studera flera möjliga förklaringsvariabler samtidigt, kan multipel linjär regression användas. En multipel linjär regressionsmodell med p förklaringsvariabler kan skrivas

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 x_{1i} + \dots + \beta_p x_{pi} + \varepsilon_i, \quad (10)$$

där x_{pi} är den p :te förklaringsvariabelns värde för den i :te observationen. Liksom i fallet med endast en förklarande variabel användes minstakvadratmetoden för att skatta parametrarna $\beta_0, \dots, \beta_p$ (Enqvist, 2007) och den justerade förklaringsgraden r^2_{adj} användes som passningsmått.

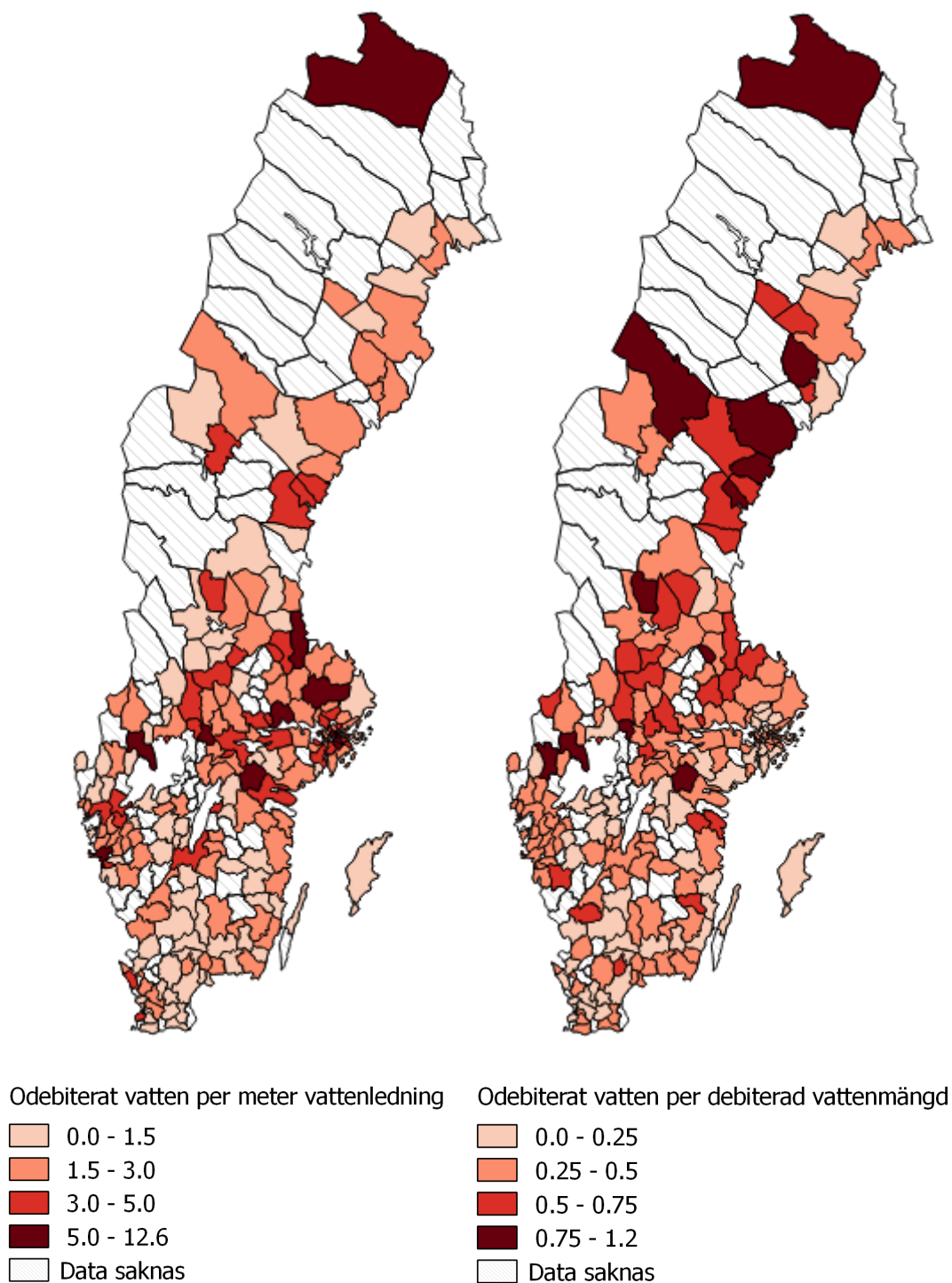
I korrelationsanalysen sågs att både volymen odebiterat vatten per debiterad vattenmängd och volymen tillskottsvatten per debiterad vattenmängd korrelerade med den genomsnittliga åldern på bostadsbebyggelsen i tätorter. För att kontrollera för bostadsbeståndets ålder i kommunerna inkluderades denna variabel i en multipel linjär regressionsmodell, där Y_i är den debiteringsnormerade tillskottsvattenmängden i kommun i , x_{1i} är den debiteringsnormerade odebiterade vattenmängden, och x_{2i} är åldern på bostadsbebyggelsen i kommunens tätorter.

4. Resultat

Genom en analys av data från svenska kommuner undersöktes kommunernas nivå av utläckande dricksvatten och tillskottsvattenmängder. Nedan presenteras först en översikt av storleken på respektive problem i kommunerna, vilket följs av resultatet från sambandsanalysen.

4.1 Odebiterat vatten och tillskottsvatten i svenska kommuner

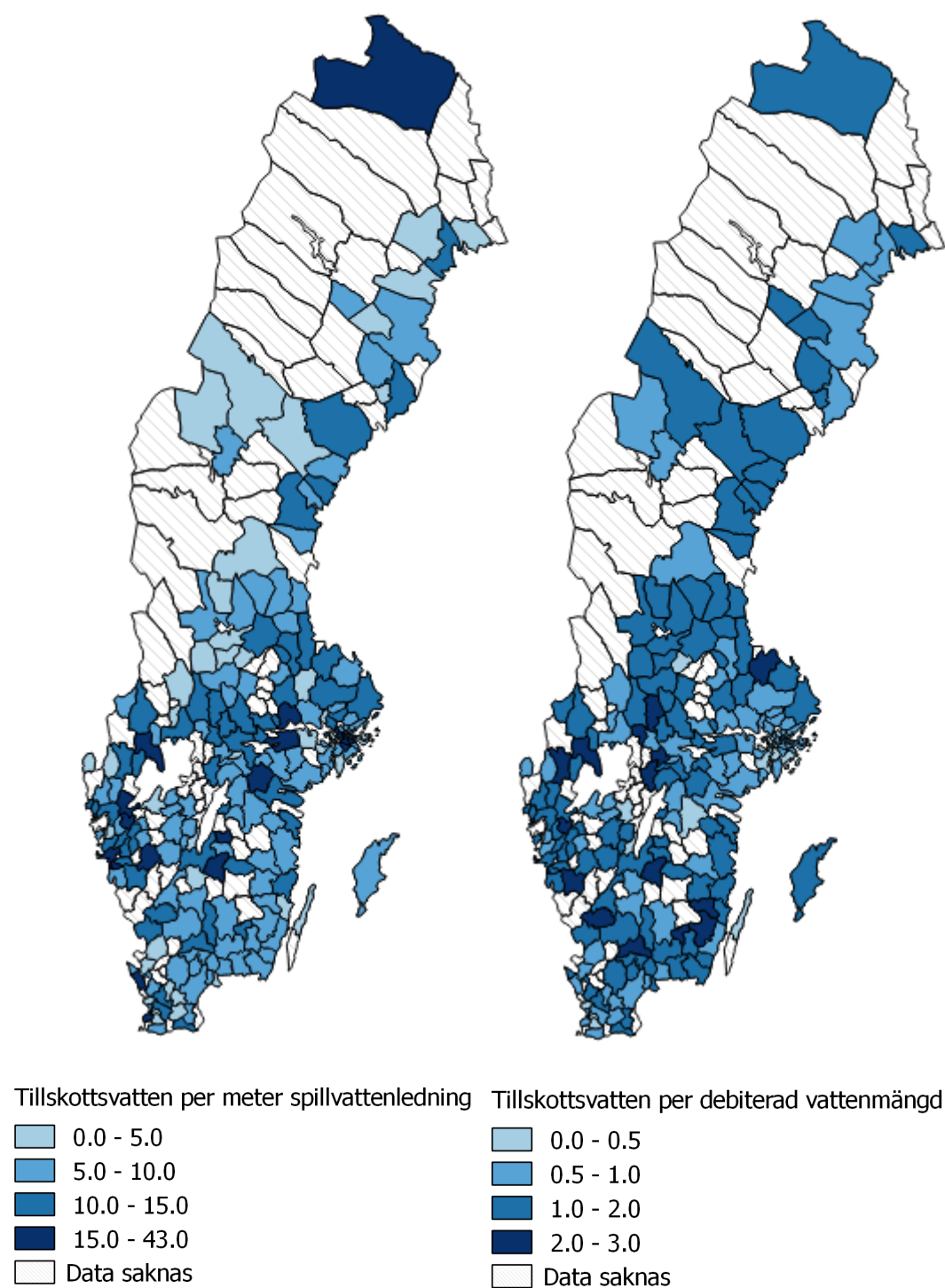
Graden av odebiterat vatten, som ett mått på dricksvattenläckagets storlek, skiljer sig stort mellan de undersökta kommuner, vilket redovisas i tabell A1 i Appendix A samt i figur 7. Huruvida en kommun anses ha förhållandevis mycket eller lite odebiterat vatten beror också på vilken normering som används. Om det odebiterade vattnet mäts per meter vattenledning är kommuner kring Svealand något överrepresenterade med ett stort utläckage. Det kan bero på att det finns fler tätbefolkade kommuner i Svealand som har fler anslutna personer per ledningslängd. I den högra kartan i figur 7 framgår att norra Sverige istället är något överrepresenterat i antal kommuner med en stor andel odebiterat vatten per m^3 debiterat dricksvatten. Orsaken kan till viss del vara långa ledningar i relation till vattenförbrukningen.



Figur 7. Andelen odebiterat vatten per meter vattenledning (vänster) och per debiterad vattenmängd (höger) i svenska kommuner.

Liksom med det odebiterade vattnet, skiljer sig tillskottsvattenmängden stort mellan kommunerna och beror på val av normering, se figur 8. När nivån av tillskottsvatten mäts per meter spillvattenledning, är det framförallt kommuner i den tätbefolkade delen av Sverige som har de högsta värdena. Den högra kartan i figur 8 visar dock inget tydligt geografiskt mönster vad gäller kommuners andel tillskottsvatten per debiterad

vattenmängd. Däremot kan det noteras att många kommuner har en större volym tillskottsvatten än volym debiterat vatten ($> 1,0$).



Figur 8. Andelen tillskottsvatten per meter spillvattenförande självfallsledning (vänster) och per debiterad vattenmängd (höger) i svenska kommuner.

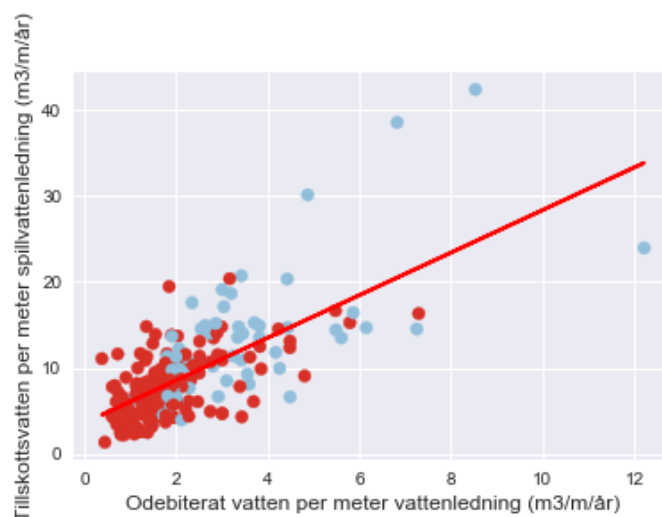
4.2 Modellering av ett linjärt samband mellan utläckage och tillskottsvatten

4.2.1 Regressionsmodell normerad mot ledningslängd

I figur 9 ses spridningsdiagrammet för odebiterat vatten per meter dricksvattenledning mot tillskottsvatten per meter spillvattenförande självfallsledning i respektive kommun. Färgerna visar om det är fler eller färre än 100 anslutna per kilometer vattenledning i kommunen. I figuren framgår att tre kommuner utmärker sig med höga värden på ledningsnormerat tillskottsvatten. De tre kommuner med högst tillskottsvatten per meter spillvattenledning är: Göteborg ($42 \text{ m}^3/\text{m}$), Sundbyberg ($39 \text{ m}^3/\text{m}$) och Trollhättan ($30 \text{ m}^3/\text{m}$). Stockholm inklusive Huddinge utmärker sig med höga värden på odebiterat vatten ($12 \text{ m}^3/\text{m}$). Vidare framgår att de kommuner med färre antal anslutna per meter vattenledning generellt ligger relativt långt ner både på tillskottsvatten per meter och odebiterat vatten per meter.

Den linjära regressionsanalysen gjordes för att undersöka ett möjligt linjärt samband mellan kommuners genomsnittliga mängd dricksvattenläckage och tillskottsvatten. Den skattade linjära regressionslinjen i figur 9 visar ett statistiskt signifikant positivt linjärt samband mellan odebiterat vatten per meter dricksvattenledning och tillskottsvatten per meter spillvattenledning (se tabell 8). Kommuner som har ett större utläckage per meter vattenledning har alltså generellt också mer tillskottsvatten per meter spillvattenledning. Förklaringsgraden r^2_{adj} är 0,48, vilket innebär att variationen i den beroende variabeln (tillskottsvatten) bara till hälften förklaras av variationer i den oberoende variabeln (odebiterat vatten). Det är dock rimligt eftersom det finns många källor till tillskottsvatten som är oberoende av mängden dricksvattenläckage och vars betydelse varierar mellan kommuner.

Sambandet är statistiskt signifikant på konfidensnivån 95 % men beskriver inte nödvändigtvis ett direkt orsakssamband. Det kan finnas bakomliggande variabler som samtidigt påverkar mängden vattenläckage respektive tillskottsvatten. Koefficienten för utläckagevariabeln är 2,5 (se tabell 8), vilket enligt modellen motsvarar att varje extra m^3 utläckande dricksvatten per meter vattenledning, innebär en ökning av tillskottsvattnet med $2,5 \text{ m}^3$ per meter spillvattenförande självfallsledning. Den stora koefficienten för utläckagevariabeln tyder på att andra faktorer än överläckage inverkar för att förstärka sambandets lutningskoefficient. Denna faktor skulle kunna vara antal anslutna per ledningslängd. Detta eftersom både ledningsnormerad volym odebiterat vatten och ledningsnormerad volym tillskottsvatten verkar korrelera med antal anslutna till allmänt vatten per meter ledning i kommunen.



Figur 9. Linjär regression mellan odebiterat vatten per meter vattenledning och tillskottsvatten per meter spillvattenförande självfallsledning, i 207 kommuner med fler (ljusblå) eller färre (röd) än 100 anslutna per kilometer vattenledning.

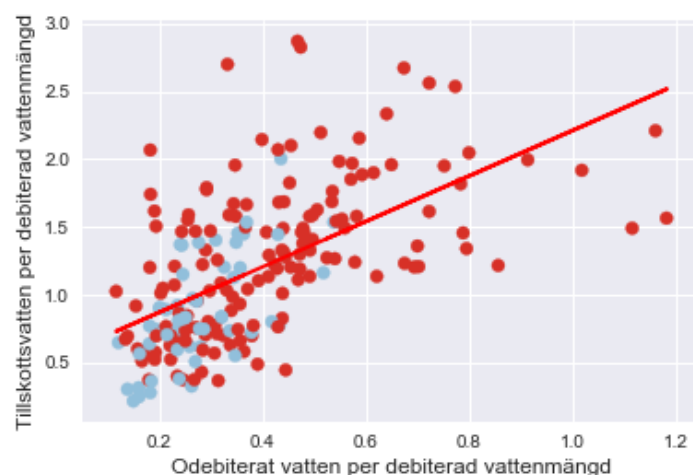
Tabell 8. Enkla linjära regressionsmodeller.

Responsvariabel (Y)	Förklarande variabel (x)	Parameterskattningar [konfidensintervall]	r^2_{adj}	Figur
Tillskottsvatten per meter spillvattenledning (m ³ /m)	Odebiterat vatten per meter dricksvattenledning (m ³ /m)	$\hat{\beta}_0 = 3,6$ [2,6 4,6] $\hat{\beta}_1 = 2,5$ [2,1 2,8]	0,48	9
Tillskottsvatten per debiterad vattenmängd (m ³ /m ³)	Odebiterat vatten per debiterad vattenmängd (m ³ /m ³)	$\hat{\beta}_0 = 0,54$ [0,40 0,67] $\hat{\beta}_1 = 1,7$ [1,4 2,0]	0,34	10

4.2.2 Regressionsmodell normerad mot debiterad vattenmängd

I figur 10 visas andelen odebiterat vatten och tillskottsvatten per debiterad vattenmängd i kommunerna. Eftersom odebiterat vatten och tillskottsvatten är normerade mot samma enhet, visar figuren förhållandet mellan odebiterad vattenmängd och tillskottsvatten i respektive kommun. Kommunerna i det övre vänstra hörnet har lite odebiterat vatten i förhållande till tillskottsvatten. Den höga nivån av tillskottsvatten måste således till stor

del härröra från källor till tillskottsvatten som är oberoende av mängden dricksvattenläckage. Värt att notera är att samtliga av de undersökta kommunerna med mer än $0,5 \text{ m}^3$ odebiterat vatten per m^3 debiterad vattenmängd, har en tillskottsvattennivå över $1,0 \text{ m}^3$ per m^3 debiterad vattenmängd. Det verkar alltså vara ovanligt att en kommun med mycket utläckage samtidigt har en liten andel tillskottsvatten. Däremot är det mycket möjligt att en kommun har en stor andel tillskottsvatten trots en relativt låg nivå utläckage från vattennätet.



Figur 10. Linjär regression mellan odebiterat vatten och tillskottsvatten per debiterad vattenmängd, i 207 kommuner med fler (ljusblå) eller färre (röd) än 100 anslutna per kilometer vattenledning.

Den linjära regressionsanalysen visar ett statistiskt signifikant positivt linjärt samband mellan variablerna, se tabell 8. Kommuner som har ett större dricksvattenläckage i förhållande till debiterad vattenmängd har alltså i regel mer tillskottsvatten per debiterad vattenmängd. Lutningskoefficienten för utläckagevariabeln är 1,7. Det kan tolkas som att en kommun med 1 m^3 mer odebiterat vatten per debiterad vattenmängd än en annan kommun, generellt har $1,7 \text{ m}^3$ mer tillskottsvatten per debiterad vattenmängd i reningsverken. Det är då uppenbart att sambandet inte enbart kan förklaras av ett direkt kausalt förlopp där utläckagedelen av 1 m^3 odebiterat vatten läcker in i spillvattennätet som $1,7 \text{ m}^3$ tillskottsvatten. Sambandet måste åtminstone delvis förklaras av andra faktorer, exempelvis kommunernas geologiska förutsättningar eller ledningsnätets kvalitet och funktion.

Den justerade förklaringsgraden r^2_{adj} är 0,34 för den debiteringsnormerade modellen, alltså förklarar skillnader i andelen odebiterat vatten bara till viss del variationer i andelen tillskottsvatten. Det är dock rimligt att förklaringsgraden inte är större, eftersom det finns flertalet andra faktorer som påverkar mängden tillskottsvatten. I kommunerna med mycket tillskottsvatten måste en stor del av volymen komma från andra källor, då mängden utläckt vatten i dessa kommuner är betydligt mindre än volymen tillskottsvatten. Det är då svårt att bedöma utläckagets bidrag till tillskottsvattenmängden.

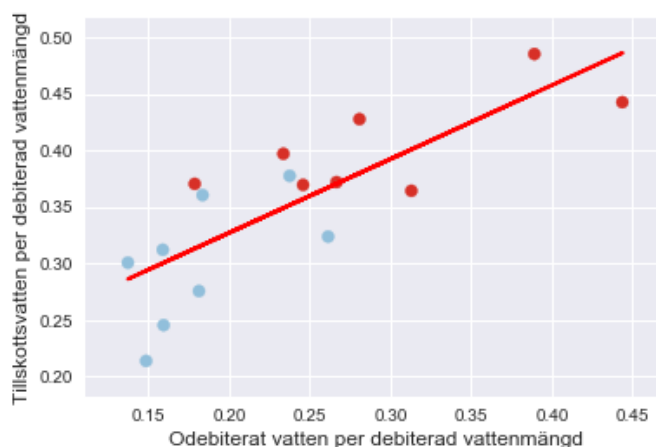
Ett sätt att tydligare undersöka vattenläckagets påverkan på tillskottsvattnet är att studera den grupp av kommuner som har relativt lite tillskottsvatten. I dessa kommuner är den odebiterade vattenmängden i samma storleksordning som volymen tillskottsvatten. Av de undersökta kommunerna utmärker sig 16 kommuner med låga nivåer debiteringsnormerat tillskottsvatten, under $0,5 \text{ m}^3$ per m^3 debiterat vatten.

Om en linjär regressionslinje skattas efter de 16 kommunerna, syns ett mycket tydligt statistiskt samband mellan odebiterat vatten och tillskottsvatten, se figur 11.

Lutningskoefficienten är 0,65 och skärningspunkten med y-axeln är 0,2, se tabell 9. Om kommunerna vore helt jämförbara, skulle regressionslinjens lutning kunna tolkas som att tillskottsvattenmängden ökar med $0,65 \text{ m}^3$ för varje ökning av det odebiterade vattnet med 1 m^3 . Den justerade förklaringsgraden för modellen är relativt hög, $r^2_{adj} = 0,60$.

Skillnader i odebiterat vatten förklarar alltså, statistiskt sett, en stor del av skillnaderna i mängden tillskottsvatten för kommunerna med en låg nivå tillskottsvatten.

Även om sambandet i detta fall verkar rimligt, med en lutningskoefficient $\hat{\beta}_1 = 0,65$, är det inte säkert att regressionslinjen visar ett direkt orsakssamband mellan utläckande dricksvatten och tillskottsvatten i reningsverken. Sambandet skulle även kunna bero på en bakomliggande variabel. I denna undersökning ses förvisso ingen uppenbar gemensam nämnare mellan kommunerna, då de är utspridda i landet (se karta i figur 8), har olika ålder på bostadsbebyggelsen i tätorter, och varierande antal anslutna per meter vattenledning. Eventuellt skulle sambandet kunna förklaras av att dricksvattnenätet och spillvattnenätet är av liknande kvalitet i respektive kommun.



Figur 11. Linjär regression mellan odebiterat vatten och tillskottsvatten per debiterad vattenmängd i 16 kommuner med under 0,5 debiteringsnormerat tillskottsvatten. Färgat efter fler (ljusblå) eller färre (röd) än 100 anslutna per kilometer vattenledning.

Tabell 9. Enkel linjär regressionsmodell där Y = tillskottsvatten per debiterad vattenmängd och x = odebiterat vatten per debiterad vattenmängd, för 16 kommuner med lägre andel tillskottsvatten.

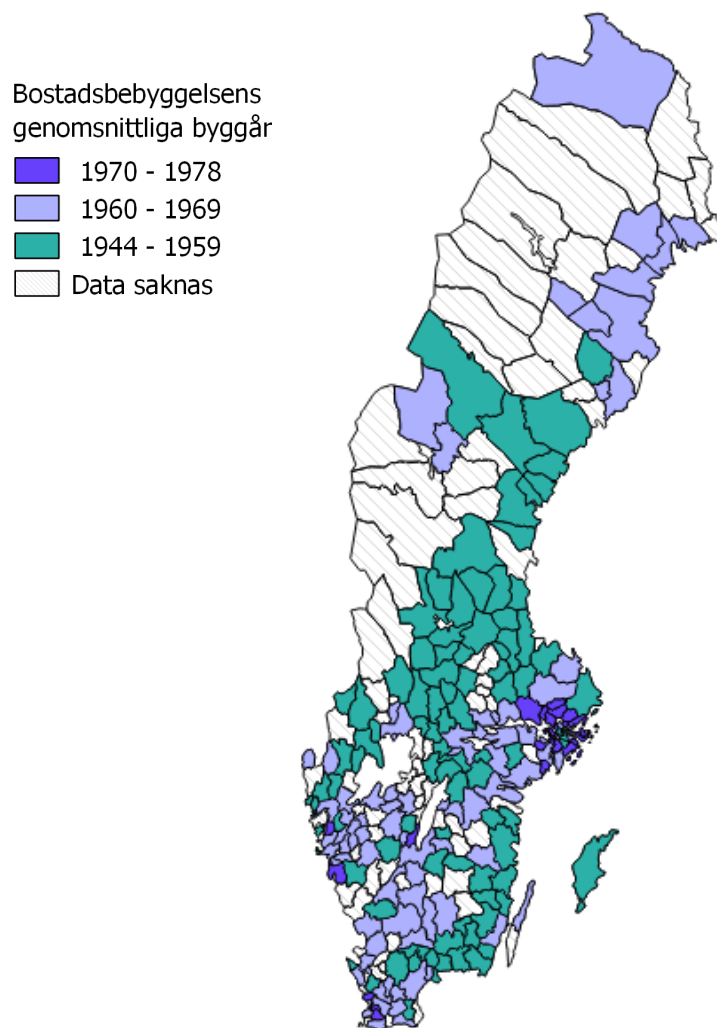
Kommungruppering	Parameterskattningar [konfidensintervall]	r^2_{adj}	Figur
Kommuner med debiteringsnormerat tillskottsvatten < 0,5 (16 st.)	$\hat{\beta}_0 = 0,20$ [0,13 0,27] $\hat{\beta}_1 = 0,65$ [0,37 0,94]	0,60	11

4.3 Ålder på bostadsbebyggelsen och mängd tillskottsvatten

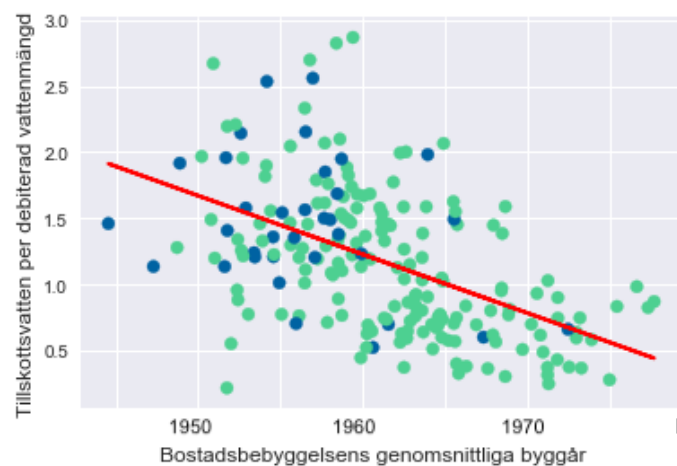
Resultatet av den linjära regressionsanalysen indikerar att det statistiska sambandet mellan odebiterat vatten och tillskottsvatten åtminstone delvis beror på bakomliggande faktorer. I korrelationstabellen (tabell 6) sågs att både tillskottsvatten och odebiterat vatten per debiterad vattenmängd är starkt positivt korrelerade med medelåldern på bostadsbebyggelsen i kommunens tätorter. Därför är det intressant att kontrollera för om denna variabel kan vara en bakomliggande faktor som förklarar både utläckage från vattennätet och tillskottsvatten i reningsverken. I Sverigekartan i figur 12 visas det genomsnittliga byggnadsåret för bostadsbebyggelsen i de kommuner som ingår i analysen.

I figur 13 ses ett signifikant positivt linjärt samband mellan medelåldern på bostadsbebyggelsen i tätorter och debiteringsnormerat tillskottsvatten. Ju äldre tätortsbebyggelse kommunen har, desto större är sannolikheten för stora mängder tillskottsvatten. Bland kommunerna med bostäder i genomsnitt byggda på 1970-talet, är tillskottsvattennivån relativt låg. De allra högsta värdena på debiteringsnormerat tillskottsvatten finns endast i kommuner med en genomsnittlig bostadsbebyggelse som är byggd innan 1960. Dock finns det även enstaka kommuner med en äldre bebyggelse som har en relativt låg nivå tillskottsvatten.

Punkterna i figur 13 är färgade efter om kommunen har mer eller mindre än 50 % kombinerade avloppsledningar. De flesta kommuner med en stor andel kombinerade ledningar (mörkblå i figuren) har en relativt stor andel tillskottsvatten. Jämfört med andra kommuner i samma åldersgrupp är andelen tillskottsvatten dock inte särskilt stor. Åldern på bostadsbebyggelsen, som eventuellt även kan vara ett ungefärligt mått på VA-nätets ålder, verkar alltså vara en viktigare förklaringsfaktor för andelen tillskottsvatten.



Figur 12. Det genomsnittliga byggåret för bostadsbebyggelsen i kommunernas tätorter.



Figur 13. Linjär regression mellan det genomsnittliga byggåret för bostadsbebyggelsen i svenska kommuners tätorter (år 2010) och volym tillskottsvatten per debiterad vattenmängd, med mer (mörkblå) eller mindre (grön) än 50 % kombinerade avloppsledningar i kommunen.

4.3.1 Multipel linjär regression

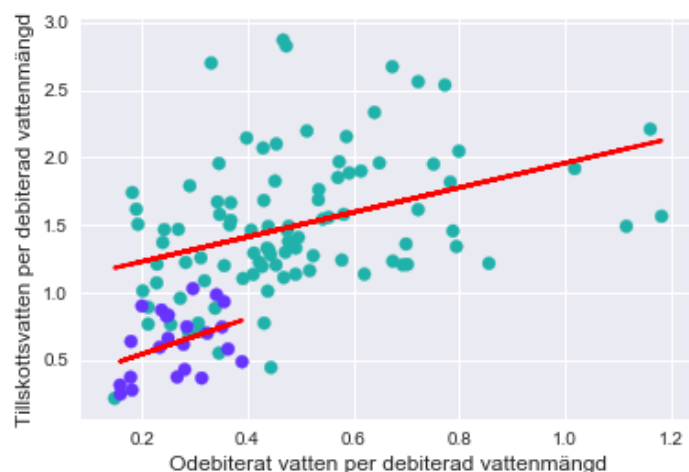
I en multipel linjär regressionsmodell, med andelen odebiterat vatten samt genomsnittsåldern på tätorternas bostadsbebyggelse som förklarande variabler, blev den justerade förklaringsgraden större än i den enkla linjära regressionsmodellen, se tabell 10. Båda förklaringsvariabler är signifikanta, men koefficienten för utläckagevariabeln ($\hat{\beta}_1$) är mindre än i den enkla linjära regressionsmodellen. Konfidensintervallet för utläckagevariabelns koefficient ligger mellan 0,91 och 1,6 med 95 % konfidensnivå, vilket är mer rimligt för ett kausalt förlopp mellan utläckande dricksvatten och en ökning av tillskottsvattnet. Att koefficienten för utläckagevariabeln blir mindre vid inkludering av åldersvariabeln, skulle kunna bero på att en del av korrelationen mellan odebiterat vatten och tillskottsvatten kan härledas till en gemensam faktor som motsvaras av den genomsnittliga åldern på kommunens bostadsbebyggelse i tätorter.

Tabell 10. Multipel linjär regressionsmodell.

Responsvariabel (Y)	Förklarande variabler (x_p)	Parameterskattningar [konfidensintervall]	r^2_{adj}
Tillskottsvatten per debiterad vattenmängd (m^3/m^3)	x_1 = Odebiterat vatten per debiterad vattenmängd (m^3/m^3)	$\hat{\beta}_0 = -0,54$ [-1,0 -0,066]	0,40
	x_2 = Genomsnittlig ålder på bostadsbebyggelse i tätort jämfört med 2010 (år)	$\hat{\beta}_1 = 1,3$ [0,91 1,6]	
		$\hat{\beta}_2 = 0,025$ [0,015 0,036]	

4.3.2 Enkel linjär regression för åldersgrupperade kommuner

Ett annat sätt att beakta den varierande kommunåldern är att gruppera kommunerna efter åldern på bostadsbebyggelsen i tätorter, vilket här antas vara ett ungefärligt mått på VA-nätets ålder i kommunen. Det ger förmodligen mer jämförbara kommungrupper. Varsin linjär regressionslinje har skattats för två olika kommungrupper, se figur 14. Den nedre regressionslinjen är skattad efter de 23 kommuner som har en bostadsbebyggelse i genomsnitt byggd på 1970-talet. Den övre linjen är skattad efter de 96 kommuner med bostäder i genomsnitt byggda innan 1960. Kommunerna med en genomsnittlig bostadsbebyggelse från 1960-talet är inte inkluderade i denna analys för att utesluta gränsfall och tydliggöra samband.



Figur 14. Linjär regression mellan odebiterat vatten per debiterad vattenmängd och tillskottsvatten per debiterad vattenmängd. Turkos: kommuner med bostadsbebyggelse i tätorter i genomsnitt byggd innan 1960. Lila: kommuner med bostadsbebyggelse i tätorter i genomsnitt byggd efter 1969.

Parameterskattningen för lutningskoefficienten för kommungruppen med ett äldre bostadsbestånd är 0,9 och statistiskt signifikant skild från noll, se tabell 11. För kommungruppen med ett i genomsnitt yngre bostadsbestånd är lutningskoefficientens skattning dock inte signifikant på en 95 % konfidensnivå. Nollhypotesen kan därmed inte förkastas. Det kan bero på att dataunderlaget för den kommungruppen är mindre, eller på att sambandet mellan utläckt vatten och tillskottsvatten i reningsverken faktiskt är mindre tydligt i kommuner med ett i genomsnitt yngre VA-nät. En förklaring skulle i så fall kunna vara att modernare VA-nät generellt har högre kvalitet och därför har både mindre utläckage och mindre inläckage. En annan förklaring skulle kunna vara att yngre VA-nät i högre utsträckning har separata dagvattenledningar, så att en del av det utläckande dricksvatten läcker in i dagvattennätet istället för att läcka in i spillvattennätet.

Värdet på skärningspunkten $\hat{\beta}_0$ är större för modellen baserad på kommunerna med äldre bostadsbebyggelse. En tolkning är att ledningsnätet i dessa kommuner tillförs mer tillskottsvatten som är oberoende av mängden utläckande dricksvatten. En förklaring till detta kan vara att det i äldre bebyggelse är vanligare att husgrundsdräneringen är direkt kopplad till avloppsnätet, vilket ger stora tillskottsvattenmängder. Kommuner vars tätortsbostadsbebyggelse till stor del är byggd innan år 1960 har antagligen också ett spillvattennät som till stor del är utbyggd vid samma tid och som generellt är mindre tätt än nyare ledningsnät. Det kan då läcka in mer vatten till spillvattennätet från andra källor, till exempel mer grundvatten.

Båda regressionsmodeller har en relativt låg justerad förklaringsgrad, alltså kan variationen i odebiterat vatten bara förklara en liten del av variationen i mängden tillskottsvatten inom de åldersgrupperade kommungrupperna. Med andra ord är andra källor viktigare för att förklara skillnader i mängden tillskottsvatten mellan kommuner.

Tabell 11. Enkla linjära regressionsmodeller där Y = tillskottsvatten per debiterad vattenmängd och x = odebiterat vatten per debiterad vattenmängd för två kommungrupper baserat på åldern på kommunernas bostadsbebyggelse i tätorter.

Kommungruppering	Parameterskattningar [konfidensintervall]	r^2_{adj}	Figur
Kommuner med bostadsbebyggelse i tätorter i genomsnitt byggd innan 1960 (96 st.)	$\hat{\beta}_0 = 1,05$ [0,80 1,3] $\hat{\beta}_1 = 0,91$ [0,45 1,4]	0,13	14
Kommuner med bostadsbebyggelse i tätorter i genomsnitt byggd efter 1969 (23 st.)	$\hat{\beta}_0 = 0,28$ [-0,12 0,68] $\hat{\beta}_1 = 1,3$ [-0,13 2,8]	0,11	14

5. Diskussion

Tidigare studier har indikerat att det finns ett samband mellan utläckande dricksvatten och tillskottsvatten i reningsverken. Resultatet av den linjära regressionsanalysen i denna undersökning visade på ett positivt linjärt statistiskt samband mellan svenska kommuners genomsnittliga nivå av odebiterat vatten och tillskottsvatten på en 95 % konfidensnivå. Om andelen odebiterat vatten kan antas motsvara utläckaget från vattennätet, kan nollhypotesen – att det inte finns ett statistiskt linjärt samband mellan kommuners nivå av utläckage från vattennätet och mängden tillskottsvatten – förkastas. I vilken grad sambandet är direkt kausalt, det vill säga att det utläckande vattnet läcker in i spillvattennätet, är svårare att avgöra.

En generell svårighet med att identifiera källor till tillskottsvatten är att det finns många samtidigt bidragande källor. Att studera en källa i taget, utan att kontrollera för övriga källor, är därför problematiskt. Än mer komplext blir det att jämföra mellan kommuner, då det finns en mycket stor variation i andelen tillskottsvatten i olika kommuners reningsverk. Kommunerna med mycket tillskottsvatten har antagligen ett stort tillskott från de vanligen huvudsakliga flödeskomponenterna, såsom dräneringsvatten och inläckande grundvatten. Storleken på detta tillskott varierar mellan kommunerna men är

rimligtvis oberoende av mängden dricksvattenläckage, och representeras alltså av skärningen med y-axeln i den enkla linjära regressionsmodellen. En potentiellt bättre metod skulle därför kunna vara att gruppera kommunerna efter uppskattad mängd tillskottsvatten som inte kan bero på dricksvattenläckage. Svårigheten är att uppskatta denna mängd. Dock skulle det kunna ge bättre linjära regressionsmodeller då skattningen av regressionslinjernas skärningspunkt med y-axeln blir mer exakt.

Vid gruppering efter om bostadsbebyggelsen i genomsnitt är byggd innan år 1960 eller efter år 1969, blir det tydligt att mängden tillskottsvatten som inte kommer från dricksvattenläckage (skärningen med y-axeln) är större för kommuner med en generellt äldre bostadsbebyggelse. Det kan bero på att äldre fastigheter oftare har källare där husgrundsdräneringen är kopplad till spillvattennätet (Clementson m.fl., 2020), vilket kan ge ett stort tillskott från dräneringsvatten som är oberoende av volymen utläckande dricksvatten. Gruppering efter bostadsbebyggelsens ålder skulle alltså eventuellt kunna ge en bättre skattning av skärningspunkten med y-axeln i en linjär regressionsmodell. En linjär regressionsanalys av kommuner med en låg nivå av tillskottsvatten (mindre än $0,5 \text{ m}^3$ per m^3 debiterat dricksvatten) visade ett mycket tydligare linjärt samband mellan odebiterat vatten och tillskottsvatten. Det skulle kunna bero på ett mindre tillskott från andra källor som "stör" det linjära sambandet mellan utläckage och tillskottsvatten.

Det statistiska sambandet kan delvis bero på bakomliggande faktorer. Vid beaktande av bostadsbebyggelsens ålder i kommunerna, får mängden odebiterat vatten en något mindre roll i att förklara mängden tillskottsvatten. Medelåldern på bostadsbebyggelsen i kommunernas tätorter har antagits vara ett mått på det kommunala VA-nätets ålder. Ett statistiskt signifikant samband mellan odebiterat vatten och tillskottsvatten kvarstår för kommungruppen med ett uppskattat äldre ledningsnät (en bostadsbebyggelse i genomsnitt byggd innan 1960). Dock är lutningskoefficienten inte lika stor som vid enkel linjär regression utan åldersindelning av kommungrupperna. Skattningen av lutningskoefficienten för utläckagevariabeln blir även mindre då åldern på bostadsbebyggelsen läggs till som en förklaringsvariabel i en multipel linjär regressionsmodell.

Resultaten kan tyda på att det statistiska sambandet delvis beror på att det både läcker ut mer från dricksvattennätet och läcker in mer vatten i avloppsnätet i kommuner med äldre ledningsnät. Stockholm Vatten och Avfalls AI-beräkning styrker denna hypotes, då modellen identifierat att vattenledningar byggda innan 1965, och särskilt innan 1960, har en högre risk för skador (Rehn, 2019). Motsvarande för avloppsnätet menar Malm och Svensson (2011) att inläckaget till spillvattenledningar lagda före 1970 ofta är stort. Utöver överläckande dricksvatten, kan inläckaget bestå av exempelvis inläckande sjö-, havs- och grundvatten.

Variationen i kommuners förutsättningar är dock större än enbart skillnader i bebyggelsens ålder. Naturliga förhållanden, VA-nätets struktur och kvalitet, samt antalet anslutna hushåll är exempel på faktorer som kan påverka andelen tillskottsvatten. Att avgöra i vilken grad olika flöden bidrar till tillskottsvatten genom att jämföra mellan

kommuner är därför svårt. Beroende på kommunens förutsättningar, kan en viss källa vara mer eller mindre betydande. För tillskottet som härrör från utläckande dricksvatten, kan storleken på överläckaget till spillvattennätet till exempel bero på systemens kvalitet, markförhållanden och graden av separation mellan spillvatten- och dagvattennätet (Malm m.fl., 2019). För att identifiera betydande källor till tillskottsvatten i en kommun bör därför mer detaljerade undersökningar genomföras för just den kommunen, där ett mer avgränsat område skulle kunna undersökas. Ett alternativ är användning av mer avancerade modeller där relevanta kommunvisa skillnaderna tas i beaktande.

5.1 Vidare studier

Eftersom geologiska förutsättningar tros kunna påverka graden av överläckage mellan vattennät och spillvattennät, vore det intressant att kontrollera för variabler såsom topografi, sammansättning av jordarter och karaktären på fyllningsmassan i rörgraven i en vidare analys. I framtida studier skulle även fler variabler kunna inkluderas i en statistisk modell för att undersöka påverkan på mängden tillskottsvatten. Möjliga intressanta parametrar är grundvattennivå, nederbördsmängd, samt spillvattennätets närhet till hav, sjöar och vattendrag. Detta kräver dock mer data som i dagsläget ofta saknas eller är svårtillgänglig.

Med mer tillförlitliga data finns stora möjligheter att vidareutveckla kunskapen om tillskottsvatten genom statistiska metoder. I nuläget innehåller datamaterialet från Svenskt Vattens VA-statistiksystem VASS många felaktiga data. Svenskt Vatten arbetar redan med att förbättra datakvaliteten men skulle eventuellt kunna göra ytterligare förtydliganden om vad respektive post i vattenbalansen innebär.

Ett sätt att höja både datakvaliteten och öka mängden data på kommunnivå, är att genom sensorer exempelvis mäta volymer tillskottsvatten och var på ledningsnätet tillskottsvattnet kommer in i spillvattensystemet. Mer högupplöst data – tidsmässigt och geografiskt – skulle kunna möjliggöra mer detaljerade analyser och användning av maskininlärningsmetoder för att undersöka källor till tillskottsvatten. Digitalisering av VA-nätet med noggrannare uppkopplade vattenmätare, har en stor potential att ge en bättre bild av de faktiska flödesvolymerna i systemet.

6. Slutsatser

Det finns ett statistiskt signifikant och positivt linjärt samband mellan kommuners andel odebiterat vatten och andel tillskottsvatten i reningsverken. Kommuner med mycket utläckande dricksvatten har även en stor andel tillskottsvatten i reningsverken. Utifrån resultatet går det dock inte att dra någon säker slutsats om i vilken grad sambandet beror på ett kausalt förlopp, där det utläckande vattnet läcker över till spillvattennätet.

Sambandet skulle även kunna bero på en tredje variabel, exempelvis kvaliteten på VA-nätet i kommunen.

En statistisk jämförelse baserad på linjär regression, som inte tar kommuners olika förutsättningar i beaktande, bör inte användas för att avgöra betydelsen av enskilda källor till tillskottsvatten i en specifik kommun. För att kunna dra korrekta slutsatser av en jämförelse mellan kommuner, bör deras förutsättningar vara liknande, vilket eventuellt skulle kunna uppnås genom en gruppering av kommuner.

Referenser

- Clementson, I., Alenius, E., Gustafsson, L-G. (2020), Tillskottsvatten i avloppssystem – nya tankar om nyckeltal, SVU Rapport 2020-13, Svenskt Vatten AB: Bromma.
- Enqvist, E. (2007), Grundläggande regressionsanalys, Linköpings universitet.
- Hammarberg, R., Pettersson, J. (2019), VA-skulden – Sanning eller myt? En uppdaterad analys. WSP Advisory: Stockholm.
- Jenssen Sola, K., Kvaal, K., Bjerkholt, J.T., Lindholm, O.G., Ratnaweera, H. (2019), “Identifying factors influencing Infiltration and Inflow-water (I/I-water) in wastewater systems using multivariate data analysis”, Vann, vol. 54, nr. 4, ss. 263–277.
- Jenssen Sola, K., Bjerkholt, J.T., Lindholm, O.G., Ratnaweera, H. (2018), “Infiltration and Inflow (I/I) to Wastewater Systems in Norway, Sweden, Denmark, and Finland”, Water, vol. 10, nr. 11, artikelnr. 1696.
- Karpf, C., Krebs, P. (2011), “Quantification of groundwater infiltration and surface water inflows in urban sewer networks based on a multiple model approach”, Water Research, vol. 45, nr. 10, ss. 3129-3136.
- Lundblad, U., Backö, J. (2012), Undersökningsmetoder för att hitta källorna till tillskottsvatten, SVU Rapport 2012-13, Svenskt Vatten AB: Bromma.
- Løvås, G. (2004), Statistik – metoder och tillämpningar. Liber: Malmö.
- Malm, A., Axell, L., Svensson, G., Røstum, J. (2019), Vattenförluster från ledningsnätet – beräkningsverktyg för en hållbar nivå, SVU Rapport 2019-17, Svenskt Vatten AB: Bromma.
- Malm, A., Svensson, G. (2011), Material och åldersfördelning för Sveriges VA-nät och framtida förnyelsebehov, SVU Rapport 2011-13, Svenskt Vatten AB: Bromma.
- Rehn, D. (2019), En AI-modell för vattenledningsnätet – Test av möjligheter med riskstyrning av underhåll och planeringsverksamhet, 19MB262, Stockholm Vatten och Avfall: Stockholm.
- SCB. (2010a), Bostadsbebyggelsens ålder i tätorter, efter region. År 2010 - 2015. Statistiska centralbyrån (Stockholm). Tillgänglig online: https://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START__MI__MI0810__MI0810B/BostAlderTatortReg/ (2020-12-17).
- SCB. (2010b), Byggnader i och utanför tätorter, antal och markyta, efter region. År 2010 - 2015. Statistiska centralbyrån: Stockholm. Tillgänglig online: https://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START__MI__MI0810__MI0810B/ByggIochUtanfTatort/ (2020-12-17).
- SCB. (2016), De flesta har nu kommunalt vatten och avlopp. Tillgänglig online: <https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/miljo/vattenanvandning/vattenuttag-och-vattenanvandning-i->

- sverige/pong/statistiknyhet/vattenuttag-och-vattenanvandning-i-sverige/ (2021-01-11).
- Svenskt Vatten. (2016a), Avledning av dag-, drän- och spillvatten, Publikation P110 – Del I, Svenskt Vatten AB: Bromma. Tillgänglig online:
<https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/produkt/p110-del-1-avledning-av-dag-dran-och-spillvatten/> (2020-08-18).
- Svenskt Vatten. (2016b), Avloppsfakta. Tillgänglig online:
<https://www.svensktvatten.se/fakta-om-vatten/avloppsfakta/> (2021-01-06).
- Svenskt Vatten. (2016c), Produktion av dricksvatten. Tillgänglig online:
<https://www.svensktvatten.se/fakta-om-vatten/dricksvattenfakta/produktion-av-dricksvatten/> (2020-10-09).
- Svenskt Vatten. (2016d), VA-organisationen. Tillgänglig online:
<https://www.svensktvatten.se/va-chefens-verktygslada/va-organisationen/> (2020-10-09).
- Svenskt Vatten. (2019a), Fakta om utläckage av dricksvatten i ledningsnätet. Tillgänglig online: <https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/rornat-och-klimat/fakta-om-utlackage/> (2020-10-09).
- Svenskt Vatten. (2019b), Resultatrapport för VASS Drift 2018. Svenskt Vatten AB: Bromma.
- Svenskt Vatten. (2020), Resultatrapport för VASS Drift 2019, R2020-03, Svenskt Vatten AB: Bromma.
- Sveriges Kommuner och Regioner. (2019), Kommungruppsindelning 2017. Tillgänglig online:
<https://skr.se/tjanster/kommunerochregioner/faktakommunerochregioner/kommungruppsindelning.2051.html> (2020-10-10).
- VASS. (2020), VASS Driftstatistik år 2002–2019, Svenskt Vatten AB: Bromma.

Appendix A: Beräknade värden per kommun

Tabell A1. Kommuner som ingår i analysen med beräknade värden för odebiterat vatten, tillskottsvatten, maximal andel av tillskottsvattnet som volymmässigt kan komma från utläckande dricksvatten, samt ålder på bostadsbebyggelsen i kommunens tätorter jämfört med år 2010.

Kommun	Odebiterat vatten per meter vattenledning (m ³ /m/år)	Odebiterat vatten per debiterad vattenmängd (m ³ /m ³ /år)	Tillskottsvatten per meter spillvattenledning (m ³ /m/år)	Tillskottsvatten per debiterad vattenmängd (m ³ /m ³ /år)	Maximal andel tillskottsvatten från utläckande dricksvatten	Bostadsbebyggelsens ålder i tätort 2010
Ale	2,2	0,4	11,7	1,4	0,25	42,2
Alingsås	2,5	0,3	14,5	1,2	0,27	46,5
Alvesta	1,3	0,3	10,9	1,8	0,16	48,3
Aneby	1,7	0,3	5,5	1,0	0,31	46,5
Arboga	2,8	0,5	13,5	1,6	0,31	47,6
Arvika	2,5	0,5	10,8	1,2	0,38	54,0
Askersund	1,5	0,5	5,2	1,3	0,36	54,5
Avesta	1,8	0,3	6,8	0,8	0,33	54,0
Bengtsfors	1,9	0,8	13,8	2,5	0,30	55,9
Boden	1,0	0,2	3,9	0,6	0,33	44,9
Bollnäs	1,1	0,2	7,8	1,2	0,19	55,5
Borgholm	0,5	0,2	1,4	0,4	0,66	47,6
Borlänge	3,0	0,4	4,7	0,4	1,00	50,2
Borås	2,4	0,2	17,6	1,4	0,18	50,0
Botkyrka	3,6	0,2	8,1	0,3	0,66	35,1
Bromölla	1,3	0,3	6,1	0,8	0,35	46,9
Burlöv	4,5	0,3	6,6	0,3	0,80	44,3
Dals-Ed	0,8	0,2	2,4	0,6	0,32	47,8
Danderyd	3,8	0,4	13,5	1,2	0,30	59,1
Eda	1,8	0,6	7,5	1,6	0,35	55,7
Ekerö	2,0	0,4	4,2	0,5	0,82	39,2
Eksjö	1,5	0,3	12,8	1,8	0,16	52,9
Emmaboda	0,7	0,2	7,9	1,7	0,10	50,8
Enköping	2,0	0,3	7,8	0,7	0,46	39,9
Eskilstuna	3,4	0,3	20,7	1,4	0,22	49,0
Eslöv	2,6	0,2	14,9	1,1	0,21	47,3
Essunga	1,0	0,3	6,0	1,3	0,22	48,8
Falköping	1,1	0,2	8,2	1,2	0,15	49,9

Falun	2,5	0,4	11,4	1,3	0,33	50,5
Filipstad	3,8	0,6	12,5	2,0	0,29	59,9
Finspång	5,8	0,8	15,2	1,5	0,54	53,5
Flen	2,3	0,3	8,6	0,9	0,38	57,7
Forshaga	0,9	0,4	3,0	0,7	0,53	49,7
Färgelanda	1,4	0,4	7,2	1,7	0,26	50,5
Gagnef	1,1	0,7	2,3	1,2	0,58	56,7
Gislaved	1,6	0,3	8,3	1,6	0,21	46,3
Gotland	0,7	0,2	7,2	1,0	0,20	55,2
Grums	1,5	0,4	6,9	1,5	0,29	51,0
Gävle	5,5	0,5	14,4	1,2	0,44	51,6
Göteborg	8,5	0,3	42,4	1,4	0,25	46,5
Götene	1,3	0,2	8,1	0,5	0,33	45,9
Habo	1,3	0,3	2,6	0,4	0,66	38,3
Hagfors	0,8	0,3	2,2	0,7	0,41	54,2
Hallsberg	1,7	0,4	7,7	1,2	0,35	52,9
Hallstahammar	4,4	0,5	14,7	1,5	0,35	48,9
Halmstad	1,8	0,2	11,6	1,0	0,20	45,3
Hammarö	3,0	0,5	11,4	1,6	0,32	44,6
Haninge	2,3	0,2	7,7	0,3	0,51	38,9
Heby	1,9	0,7	4,3	1,4	0,51	55,6
Helsingborg	3,0	0,2	17,1	0,9	0,22	46,2
Hofors	4,5	0,8	12,3	1,3	0,59	57,7
Hultsfred	1,5	0,4	7,0	1,5	0,28	56,4
Hylte	2,9	0,7	11,5	2,6	0,28	53,1
Hällefors	2,0	0,4	13,7	2,1	0,20	57,5
Härnösand	4,2	0,7	14,5	1,6	0,45	52,9
Härryda	1,4	0,3	11,3	1,6	0,16	41,5
Hässleholm	1,5	0,3	6,0	1,2	0,23	50,8
Håbo	1,6	0,3	4,4	1,0	0,35	33,5
Höganäs	1,8	0,4	7,9	1,1	0,35	50,2
Högsby	1,3	0,7	8,0	2,7	0,25	59,2
Hörby	0,7	0,2	3,4	0,6	0,30	45,3
Höör	0,6	0,2	4,6	0,9	0,17	46,9
Järfälla	4,4	0,2	20,3	0,9	0,22	38,3
Jönköping	3,3	0,3	13,5	1,1	0,30	48,0
Kalix	1,4	0,5	4,5	1,2	0,40	49,7
Kalmar	1,7	0,2	5,5	0,5	0,42	49,5
Karlshamn	2,1	0,3	7,8	0,7	0,44	52,3
Karlskoga	6,2	0,4	14,7	0,8	0,55	55,0
Karlskrona	1,6	0,4	9,4	1,1	0,35	51,4
Karlstad	2,1	0,2	12,2	0,9	0,26	46,9
Katrineholm	1,5	0,2	7,2	0,5	0,36	49,9
Kiruna	7,3	0,9	16,3	2,0	0,45	47,8

Knivsta	2,0	0,2	7,9	0,9	0,27	32,4
Kramfors	2,3	1,0	6,1	1,9	0,53	61,2
Kristianstad	1,4	0,2	5,4	0,6	0,34	49,9
Krokom	0,8	0,3	3,4	0,8	0,37	46,5
Kumla	3,0	0,4	4,7	0,7	0,54	48,6
Kungsbacka	1,4	0,3	6,7	1,0	0,28	38,9
Kungälv	1,8	0,3	11,3	1,0	0,26	41,7
Kävlinge	0,8	0,2	2,8	0,4	0,48	38,9
Köping	3,4	0,3	10,9	0,7	0,47	48,7
Laholm	1,4	0,4	3,8	0,8	0,53	46,9
Laxå	1,6	0,5	13,9	2,8	0,17	51,7
Lekeberg	1,7	0,5	8,7	2,2	0,24	58,3
Leksand	1,2	0,5	3,0	1,1	0,43	58,5
Lerum	2,1	0,4	10,1	1,5	0,24	44,4
Lessebo	1,8	0,5	10,4	2,9	0,16	50,7
Lidingö	2,7	0,2	14,0	0,7	0,26	48,8
Lidköping	1,1	0,2	4,7	0,6	0,26	42,8
Lilla Edet	1,7	0,5	9,8	1,8	0,25	51,0
Lindesberg	2,2	0,5	10,3	1,5	0,35	55,0
Linköping	2,0	0,1	6,0	0,3	0,46	41,5
Ljungby	0,8	0,1	6,6	1,0	0,11	45,2
Ljusdal	1,0	0,3	4,0	1,0	0,29	57,7
Ljusnarsberg	1,9	0,5	8,1	1,5	0,31	65,6
Lomma	1,1	0,2	6,4	0,8	0,24	41,3
Ludvika	3,4	0,6	7,8	1,2	0,47	56,7
Luleå	2,8	0,3	10,2	0,8	0,38	43,9
Lund	2,3	0,2	10,6	0,6	0,29	42,0
Lysekil	2,9	0,5	14,0	1,5	0,32	59,3
Malmö	3,2	0,1	18,6	0,6	0,18	47,4
Malå	1,8	0,6	5,8	1,5	0,37	44,6
Mark	2,5	0,6	13,1	2,3	0,27	53,6
Mjölby	1,4	0,2	7,2	0,9	0,27	47,4
Mora	1,3	0,4	5,4	1,3	0,32	52,3
Motala	1,5	0,2	5,9	0,8	0,27	51,4
Mullsjö	1,4	0,3	8,5	1,5	0,17	44,5
Munkedal	1,1	0,4	7,0	1,7	0,22	51,3
Mölndal	3,0	0,3	19,1	1,4	0,20	41,6
Mönsterås	0,6	0,2	4,2	1,1	0,21	51,9
Nacka	3,7	0,3	15,2	0,7	0,37	44,4
Nora	2,2	0,5	11,5	1,7	0,32	51,7
Nordanstig	1,5	0,6	5,4	1,6	0,37	57,2
Norrköping	4,2	0,4	11,8	0,7	0,52	47,2
Norrtälje	1,4	0,3	14,8	1,7	0,20	50,1
Norsjö	0,8	0,5	5,0	2,0	0,28	46,2

Nybro	1,5	0,5	9,4	2,1	0,22	51,5
Nykvarn	1,5	0,4	4,7	0,6	0,64	36,2
Nyköping	1,9	0,2	5,6	0,8	0,30	45,5
Nynäshamn	1,7	0,2	4,5	0,7	0,35	43,2
Nässjö	1,9	0,3	19,5	2,7	0,12	53,3
Ockelbo	1,4	0,4	5,3	1,3	0,35	61,4
Olofström	1,6	0,3	9,0	1,6	0,22	50,5
Orsa	3,4	0,9	4,3	1,2	0,70	57,4
Osby	0,9	0,2	8,9	1,6	0,12	52,4
Oskarshamn	1,9	0,2	13,7	1,4	0,18	51,5
Ovanåker	1,8	0,6	9,0	1,8	0,31	52,4
Oxelösund	1,6	0,2	6,5	0,7	0,32	45,5
Piteå	1,1	0,2	4,4	0,6	0,36	46,4
Ronneby	1,3	0,4	8,2	1,5	0,24	52,5
Rättvik	2,0	0,6	6,1	2,0	0,33	58,4
Sala	3,0	0,5	14,8	1,8	0,30	52,2
Salem	2,1	0,2	3,9	0,2	0,65	38,8
Sandviken	3,0	0,3	10,9	0,8	0,40	57,1
Sigtuna	3,3	0,2	11,4	0,6	0,28	37,1
Sjöbo	0,8	0,2	3,6	0,7	0,34	45,3
Skara	2,5	0,2	9,4	0,6	0,37	49,6
Skellefteå	2,1	0,3	8,8	0,6	0,53	47,8
Skövde	2,2	0,2	5,2	0,4	0,59	44,4
Smedjebacken	1,4	0,5	7,2	1,4	0,35	54,3
Sollefteå	1,5	0,7	3,9	1,2	0,58	53,0
Sollentuna	2,9	0,2	6,7	0,4	0,51	42,5
Solna	7,3	0,1	14,5	0,2	0,69	58,4
Sotenäs	1,8	0,3	10,6	1,3	0,24	57,5
Staffanstorps	1,5	0,3	3,2	0,4	0,86	36,8
Stenungsund	1,8	0,4	4,4	0,7	0,47	38,3
Stockholm inkl. Huddinge	12,2	0,3	23,9	0,5	0,63	58,1
Storfors	3,7	1,2	6,1	2,2	0,54	57,8
Strängnäs	1,8	0,4	3,7	0,8	0,50	45,4
Strömstad	1,4	0,3	2,5	0,6	0,54	44,5
Strömsund	2,7	1,2	4,9	1,6	0,76	53,6
Sundbyberg	6,8	0,2	38,5	0,9	0,24	51,6
Sundsvall	4,5	0,7	13,1	1,2	0,54	50,2
Svalöv	2,2	0,4	9,7	1,3	0,33	51,6
Svedala	1,5	0,3	3,5	0,4	0,72	37,6
Säffle	5,5	0,8	16,6	2,0	0,40	54,5
Söderhamn	2,1	0,5	9,0	1,4	0,36	58,3
Södertälje	4,3	0,2	9,9	0,4	0,63	43,8
Sölvesborg	1,3	0,4	4,6	1,0	0,43	53,6

Tidaholm	1,2	0,2	10,0	1,5	0,16	54,5
Tierp	2,0	0,6	10,9	2,2	0,27	53,6
Timrå	4,8	1,1	9,1	1,5	0,75	52,1
Tingsryd	0,6	0,2	7,8	1,5	0,12	51,2
Tjörn	1,3	0,5	6,0	1,4	0,34	51,6
Tomelilla	1,3	0,4	6,6	1,2	0,35	55,5
Torsås	0,7	0,3	6,1	2,0	0,18	57,4
Tranås	2,9	0,4	15,2	1,5	0,24	51,4
Trelleborg	1,3	0,3	7,3	0,8	0,30	46,9
Trollhättan	4,9	0,4	30,1	2,0	0,22	47,5
Trosa	1,4	0,4	6,6	0,9	0,37	39,5
Tyresö	3,6	0,3	9,3	0,6	0,45	39,3
Täby	3,1	0,2	8,5	0,6	0,39	37,1
Uddevalla	3,4	0,4	14,8	1,4	0,30	48,4
Ulricehamn	1,4	0,3	7,8	1,5	0,18	50,8
Umeå	2,0	0,2	11,3	0,8	0,29	41,2
Upplands-Bro	3,5	0,2	14,0	0,8	0,31	34,7
Uppsala	5,6	0,3	13,5	0,5	0,53	40,4
Vadstena	3,6	0,5	11,2	1,6	0,31	49,1
Vaggeryd	1,1	0,3	3,2	0,6	0,48	47,4
Valdemarsvik	2,8	0,6	10,7	1,9	0,32	56,0
Vallentuna	2,2	0,2	9,5	0,8	0,30	32,8
Vansbro	1,2	0,6	2,6	1,1	0,55	62,8
Vaxholm	1,9	0,3	9,8	0,6	0,42	42,2
Vimmerby	0,9	0,1	5,9	0,7	0,21	49,8
Vindeln	1,9	0,8	5,8	1,8	0,41	56,0
Vingåker	1,2	0,3	6,4	1,1	0,30	52,0
Vänersborg	3,2	0,4	20,4	1,7	0,26	49,7
Vännäs	2,3	0,5	4,4	1,3	0,42	47,6
Värmdö	0,9	0,2	2,2	0,7	0,38	37,7
Värnamo	1,0	0,2	5,2	0,7	0,28	45,9
Västervik	2,5	0,5	6,1	1,1	0,43	53,6
Västerås	5,9	0,4	16,4	0,8	0,52	42,3
Växjö	2,1	0,3	9,8	1,0	0,29	41,7
Vårgårda	2,0	0,2	6,7	0,7	0,30	44,6
Ystad	1,2	0,3	11,7	1,5	0,21	49,0
Älmhult	0,7	0,2	11,6	2,1	0,09	45,2
Ängelholm	0,7	0,1	3,8	0,7	0,20	45,7
Åmål	0,4	0,5	11,1	1,3	0,37	56,2
Åstorp	2,1	0,4	8,7	1,0	0,36	47,6
Åtvidaberg	2,1	0,6	8,4	1,9	0,31	51,1
Öckerö	1,9	0,4	7,8	2,1	0,21	52,4
Örebro	3,8	0,3	14,9	0,8	0,38	48,2
Örnsköldsvik	2,4	0,8	10,3	1,9	0,39	51,4

Östersund	3,9	0,4	9,9	0,8	0,57	45,4
Österåker	1,8	0,3	6,7	0,7	0,38	36,9
Östhammar	1,9	0,5	8,6	1,5	0,32	48,6
Östra Göinge	1,9	0,5	5,7	1,3	0,40	53,8