

Agentenbasierte Modellierung am Beispiel des Ebro-Beckens in Spanien

Christopher Kittel

April - Juli 2013

Zusammenfassung

In dieser Arbeit wird ein agentenbasiertes Modell entwickelt, das im Bereich der Wasserversorgung die Schlüsselkomponenten (Angebot, Nachfrage, Infrastruktur, Umwelteinflüsse) darzustellen, Verhalten auf Mikroebene simulieren und auf Makroebene langfristige Tendenzen erkennbar machen kann.

Am Beispiel des Ebro-Beckens in Spanien stehen den AkteurInnen (Haushalte und Bewässerungslandwirtschaften) verschiedene Handlungsoptionen zur Auswahl, die nachfrageorientierte umweltökonomische Politiken repräsentieren. Ein einfaches Modell macht die Auswirkungen möglicher Umweltzustände und Akteursentscheidungen anhand von Kennzahlen wie Nutzen und Nutzenverlusten vergleichbar.

Ergebnisse lassen darauf schließen, dass nachfrageorientierte Policies dazu dienen können, die Resilienz sozioökonomischer Systeme gegenüber Angebotsschocks durch Umweltstörungen zu erhöhen. In diesem Modell ist dies vor allem durch adaptives Verhalten seitens der Haushalte und Landwirtschaften.

1 Einleitung

Wasserversorgung ist ein komplexes System. Nach Moglia et al. (2010) liegen verschiedene Gründe dafür vor: Heterogenes Wassernutzungsverhalten, verschiedene Quellen und verschiedene Verwendungszwecke in Industrie, Landwirtschaft und privaten VerbraucherInnen, punktuelle Verschmutzungsquellen aufgrund der Landnutzung, Wasserströme und Leckagen in einem komplizierten technischen System, zufällige Wettereinflüsse und hydrologische Dynamiken. Die Komplexität der Wasserversorgung verschärft die Problematiken, die auf physische und sozioökonomische Systeme zukommen. Die UN hebt in ihrem Weltwasserbericht (WWAP World Water Assessment Programme, 2012) die Notwendigkeit hervor, die Problematik über sektorale und nationale Grenzen der Wasserversorgung hinaus zu denken. Wasser ist Grundlage für Energieerzeugung, Nahrungsmittelproduktion, Grundbedürfnis der Menschen, und in Ökosystemen unersetzbar. Grenzübergreifende Flusssysteme sind immer wieder Auslöser für diplomatische Verstimmungen¹. Trotz ausführlicher Beschäftigung verschiedener Fachgebiete gibt es auch aus ökonomischer Sicht noch offene Fragen. Castellano et al. (2008) nennen beispielsweise die Opportunitätskosten die anfallen, wenn Wasser zum Erhalt von Ökosystemen genutzt werden soll, als bisher vernachlässigten Aspekt an.

Bisherige Wege mit diesen Problematiken umzugehen basieren auf statistischen Methoden wie Regressionsanalysen, Zeitreihenanalysen und geophysikalischen Modellen. Agentenbasierte Modelle können hier ergänzend eingesetzt werden, um Kausalitäten abzuleiten und so zu einem tieferen Verständnis der Systeme beizutragen (Galan et al., 2009). Agentenbasierte Modelle vereinigen die Fähigkeiten anderer Modellierungstechniken, und sind in der Lage dynamische Feedbacks, evolutionäre Prozesse, autonomes Verhalten, heterogene und interagierende Akteure sowie adaptives Entscheidungsverhalten zu simulieren (Heckbert et al., 2010).

Mit dem Themenfeld der Wassermodellierung haben sich, unter Verwendung dieser und ähnlicher Methoden, verschiedene Studien auseinandergesetzt: Angus et al. (2009) haben die Auswirkungen des Klimawandels auf Bangladesch simuliert, Galan et al. (2009) untersuchten die Auswirkungen von Migration und Urbanisierungsprozessen auf Wassernutzung, Wise and Crooks (2012) erstellten ein Modell zur Untersuchung kleinstrukturierter Landwirtschaft.

Das in dieser Arbeit entwickelte Modell ist auf den Fall ausgerichtet, dass angebotsorientierte Maßnahmen nicht mehr ausreichen und ein Zustand relativer Knappheit eintritt. Es soll in erster Linie simulieren, wie verschiedene Akteure auf derartige Knappheiten reagieren. Die theoretis-

¹<http://www.dw.de/wasserkrieg-zwischen-Ägypten-und-Äthiopien/a-16879225>

che Problembeschreibung erfolgt in Kapitel 2. Dazu ist es notwendig, über die Betrachtung einzelner Teilbereiche hinauszugehen, und drei verschiedene Subsysteme (Umwelt, Landwirtschaft, urbane VerbraucherInnen) zu integrieren. Die Entwicklung des Modells und Integration der Fragestellung erfolgt in Kapitel 3.

Das Modell simuliert verschiedene Umweltzustände und ihre Auswirkungen auf die Wasserverfügbarkeit. Maßnahmen können dahingehend evaluiert werden, wie gut sie natürliche Versorgungsschwankungen ausgleichen, und so die Versorgungsunsicherheiten seitens städtischer und landwirtschaftlicher Verbraucher minimieren. Die Analyse und Diskussion des Modell-Outputs erfolgt in Kapitel 4.

2 Konzeptionierung der Fragestellung

2.1 Definitionen

Knappheit im weiteren Sinne wird in diesem Modell als Zustand definiert der dann auftritt, wenn die Gesamtnachfrage das Gesamtangebot übersteigt. Im engeren Sinne kann Knappheit definiert werden, wenn die individuell verfügbare Menge einen bestimmten Grenzwert unterschreitet. Dies kann aus zwei unterschiedlichen Gründen auftreten: Zum einen physikalische Knappheit, wenn die vorhandene Menge Wasser in einem bestimmten Gebiet nicht ausreicht, um die Bedürfnisse der lokalen Bevölkerung zu decken; zum anderen ökonomische Knappheit, erzeugt durch institutionelle oder finanzielle Beschränkungen (WWAP World Water Assessment Programme, 2012).

Die UN hat Grenzwerte für definiert, ab welchen in einem Gebiet Wasserstress bzw. Wasserknappheit im engeren Sinne vorherrschen. Sie betrachtet dazu das Verhältnis Wasser - Bevölkerung. Wenn die pro-Kopf-Versorgung unter 1.700 m^3 pro Jahr sinkt, liegt Wasserstress vor. Unter 1.000 m^3 liegt Wasserknappheit vor, und unter 500 m^3 pro Jahr liegt absolute Knappheit vor.

In dieser Arbeit wird für Wasserstress eine alternative Metrik verwendet: Wasserstress wird hier als das Verhältnis von verbrauchter zu erneuerbar vorhandener Menge Wasser definiert. Es ist damit ein Wert zwischen 0 und größer 1, wobei Werte größer 1 nur auftreten können, wenn auf vorhandene Reserven zugegriffen werden kann.

Resilienz ist ein Konzept, dass in diesem Modell nur am Rande verwendet wird, jedoch Motivation für viele Bemühungen der Modellierung und Analyse ist. In diesem Modell wird die ökologische Definition von Hawes and Reed (2006) verwendet: "Ecological Resilience is the amount of disturbance required to change from one steady or cyclic state to another." Im Fokus steht dabei der Funktionserhalt, und Analysen konzentrieren sich stärker auf Faktoren die Instabilitäten und Störungen verursachen. Systeme

können in dieser Definition mehrere stabile Zustände besitzen.

2.2 Problemstellung aus ökonomischer Sicht

Die Wasserversorgung steht zukünftig vor großen Herausforderungen. Zunehmende Umweltvolatilität durch Klimawandel, zunehmende Urbanisierung, Wasserverschmutzung durch Industrie und intensive Landwirtschaft, sinkende Gewässer- und Grundwasserspiegel durch Bewässerungslandwirtschaft sind Faktoren, die Wasserressourcen belasten. Maßnahmen zur Sicherstellung ausreichender Versorgung waren bisher vor allem technischer Natur und angebotsorientiert. Diese beinhalten den beispielsweise den Bau von Dämmen, Kanälen und Regulierungseingriffe in natürliche Gewässer (Olmstead, 2010).

Die Aufmerksamkeit der ÖkonomInnen hat sich in den letzten Jahren vor allem an die Nachfrageseite gewandt. Ruijs et al. (2008) untersuchen die Auswirkungen von unterschiedlichen Wasserpreismechanismen auf die Nachfrage in Brasilien. Wheeler et al. (2008) untersuchten Preiselastizitäten in Australien. Die Auswirkungen verschiedener Preisstrukturen wurden ebenfalls von (Olmstead et al., 2007) untersucht. Verschiedene Mechanismen, wie mit Wasserressourcen umgegangen werden kann, sind ebenso Forschungsobjekt geworden: Chong and Sunding (2006) untersuchten ausführlich die Vor- und Nachteile von handelbaren Wasserrechten, und Nguyen et al. (2013) simulierten ein agentenbasiertes Modell des Wasserhandels unter asymmetrischen Informationen und Unsicherheit. Die ökonomischen Kosten des Fehlens von Wassermärkten wurde von Brennan (2008) untersucht. Goetz et al. (2008) untersuchten die Alternative der Wasserallokation durch soziale ausgehandelte Regeln (Social Choice).

Wasserressourcen weisen einige charakteristische Probleme auf: Wasserpreise werden selten über Märkte bestimmt, und geben Knappheiten nicht wieder. Dies lässt sich darauf zurückführen, dass urbane Wasserversorgung oft durch öffentliche Unternehmen gewährleistet wird, die eine Monopolstellung besitzen und in ihrer Preisgestaltung auch politischer und sozialer Einflussnahme unterliegen.

Die Einführung eines Marktes wiederum erfordert eine Privatisierung von Wasserressourcen, was in vielen Fällen nicht erwünscht ist. Dazugehörige Allokationsmechanismen sind meist eine politisch heikle Angelegenheit, und Eigentumsrechte sind ebenfalls kompliziert zu handhaben, da sie nicht immer klar verteilt oder eingrenzbar sind. Die Problematik wird verschärft, wenn die Ressource ein Open-Access-Gut ist, welche rival und ohne Zugangsbeschränkungen vorliegt. Dies führt zur bekannten "tragedy of the commons" (Hardin, 1968).

Für die Modellentwicklung relevant, habt Olmstead bei der Gestaltung

einer Nachfragefunktion des Haushaltssektors hervor, dass Grenzpreise, Einkommen und Variablen für Haushaltspräferenzen vorkommen müssen. Ebenso sollten sie Faktoren wie Saison oder Wetter enthalten. Eine von Olmstead durchgeführte Literaturreview ergibt, dass die Haushaltsnachfrage mit Werten zwischen -0.38 und -0.64 preiselastisch ist.

Da industrielle und landwirtschaftliche Verbraucher Wasser oft aus nicht gemessenen Quellen beziehen, ist hier die Datenlage schwierig. Um Wasser hier einen Wert beimessen zu können, muss das Grenzprodukt isoliert werden, wie es beispielsweise Salvador et al. (2011) für das Ebro-Becken schätzten. Olmstead findet in ihrer Literaturreview auch bei Industrie und Landwirtschaft tendenziell Preisinelastizität vor, mit Werten zwischen -0.15 bis -0.98. Diese Werte schwanken je nach industriellem Sektor.

2.3 Spezifika des Ebro-Beckens

Im Ebrobecken unterliegt die Wasserversorgung besonders schwierigen Bedingungen. Hohe Evapotranspiration erschwert die Landwirtschaft, niedrige Niederschläge vor allem im Sommer erhöhen die Abhängigkeit von Reservoirs und erzwingen die Heranführung von Trink- und Brauchwasser aus den Randgebirgen. Das Ebro-Becken besitzt ein arides Klima und gehört zu den trockensten Regionen Europas, dennoch wird ein hohem Ausmaß Bewässerungslandwirtschaft betrieben. Sowohl die Bevölkerung als auch die Industrie und Landwirtschaft sind vom Wasser des Ebro-Flusssystems abhängig. Durch die hohe Evapotranspiration spielen Niederschläge kaum eine Rolle (Salvador et al., 2011), das Flusssystem speist sich vor allem aus den nördlich gelegenen Pyrenäen und dem südlich gelegenen iberischen Gebirge. Da die Evapotranspiration im Jahresgang mit 800mm die Niederschläge von 300mm (Penagos, 2007) überschreiten, führt dies tendenziell zu einer Austrocknung des Bodens und ohne Bewässerung zum Verlust von Ackerland. Zur Sicherstellung der Wasserversorgung wurde in den letzten Jahrzehnten ein umfangreiches Netz aus Kanälen und Wasserspeichern angelegt. Insgesamt gibt es im Ebro-Becken Wasserreservoirs mit einer Gesamtkapazität von 6.837 Hm³. Das im Ebro-Becken bewässerte Land stellt ein Fünftel der bewässerten Fläche in Spanien dar und umfasst insgesamt 784.000 Hektar Salvador et al. (2011).

Da die natürlichen Möglichkeiten, Speicherbecken anzulegen allmählich erschöpft sind, und die zunehmende Wasserentnahme und Regulierung des Flusses zu negativen ökologischen Auswirkungen führen (Alcacer-Santos, 2005), gerät zunehmend die Nachfrageseite ins Blickfeld. Aus umweltökonomischer Sicht stellen sich Fragen hinsichtlich der Auswirkungen von drohenden Wasserknappheiten, sowie möglicher Steuerungsmaßnahmen und ihren Folgen. Diese Arbeit will einen Ansatz zur Untersuchung dieser Fragen

erarbeiten, und in diesem Zuge das Potenzial agentenbasierter Modellierung zur Beantwortung dieser Fragen ausloten.

2.4 Herangehensweise

Die Problemstellung, die in dieser Arbeit behandelt wird, ist die Integration der vielschichtigen Problematiken der Wasserversorgung. Dabei wird ein Fokus auf nachfrageseitiges Verhalten und Regulierungsmaßnahmen gelegt. Dazu muss eine Definition von Knappheit in ein mathematisches Modell umgesetzt werden, einzelne Akteure wie Haushalte und Landwirtschaften müssen modelliert werden, und das Modell muss als Output ökonomische Kennzahlen besitzen.

Das in dieser Arbeit konzeptionierte Modell wird vor die Herausforderung gestellt, Nachfrageverhalten zu simulieren. Basierend darauf können Kennzahlen wie aggregierter Nutzen, und durch Knappheit entgangener Nutzen erhoben werden. Angebots- oder Nachfrageseitige Regulierungen oder Anreize können im Hinblick auf ihr langfristiges Potenzial, Knappheiten zu verringern, untersucht werden, um so die geeignetsten Maßnahmen zu finden. Einflussfaktoren sind dabei das Nachfrageverhalten von privaten und landwirtschaftlichen Verbrauchern, sowie das Angebotsverhalten von öffentlichen und/oder privaten Anbietern. Das System bewegt sich dabei in einer stochastisch modellierten Umwelt, um unkontrollierbare Schwankungen durch globale Klima- und lokale Wetterphänomene einbeziehen zu können. Das Modell wird anhand der spanischen Ebro-Region modelliert und mit empirischen Daten initialisiert.

In seiner Grundfunktion beschreibt das Modell das Verbrauchsverhalten von Haushalten, sowie das Verbrauchsverhalten von Bewässerungslandwirtschaften. Das Modell simuliert das grundlegende Verhalten des Systems, und erlaubt in erweiterter Funktion strategisches Verhalten, Lernprozesse und Marktmechanismen. Zur Entwicklung der Fragestellung wurde im weiteren auch das Szenario-Framework von Leenhardt et al. (2012) herangezogen.

Der Output sind Kennziffern die einen Vergleich physikalischer Werte wie pro-Kopf-Verbrauch und Verbrauch pro Hektar, sowie aus ökonomischer Sicht der Nutzen von Haushalten und Landwirtschaften ermöglichen. Der Nutzen wird in diesem Modell jeweils abstrahiert von Wasserverbrauch bzw. Wasserproduktivität abgeleitet. Haushalte als auch Landwirtschaften erhalten dazu zwei Nutzenfunktionen. Exemplarisch für nachfrageseitige Policies wird in diesem Modell adaptives Verhalten über zwei Lernfunktionen, die der Nutzenmaximierung dienen, simuliert.

Haushalte besitzen adaptives Verhalten in zwei Dimensionen: Variation der Haushaltsgröße, also der Anzahl der BewohnerInnen eines Haushalts,

und Variation der technischen Effizienz, also die Verwendung wassersparender Haushaltsgeräte. Die Entscheidung, ob und in welcher Art diese Variablen verändert werden, wird anhand ihrer Auswirkung auf den Nutzen eines Haushalts berechnet. Haushalte versuchen ihren Nutzen zu maximieren und Kosten zu minimieren, indem ähnliche Agenten beobachtet werden. Das Verhalten erfolgreicherer Vertreter wird kopiert, und so verbreiten sich erfolgreiche Verhaltensweisen. Arbues et al. (2010) weisen darauf hin, dass die durchschnittliche Haushaltsgröße von Saragossa von 3,0 BewohnerInnen (1991) auf 2,2 BewohnerInnen 2008 gesunken ist. Eine gegenläufige Tendenz könnte zu niedrigerem pro-Kopf- und Gesamtverbräuchen beitragen.

In diesem Modell können Landwirtschaften ihr Verhalten ebenfalls in zwei Dimensionen variieren, um ihren Nutzen zu maximieren und ihre Kosten zu minimieren. Zum einen hat die Auswahl der angebauten Nutzpflanze Auswirkungen auf Wasserverbrauch (Kosten) und Grenzproduktivität einer Einheit Wasser (Nutzen), zum anderen hat die Auswahl des technischen Bewässerungssystems Auswirkungen auf den Wasserverbrauch. Varela-Ortega et al. (1998) kommen in ihrer Untersuchung dreier spanischer Regionen zum Ergebnis, dass hohe Wasserpreise zu Variationen in der Verteilung der Nutzpflanzen führen können. Sie kommen ebenfalls zum Ergebnis, dass technologische Änderungen nur geringen Einfluss auf Wasserverbrauch bei einer bestimmten Fruchtwahl haben, da für jede Frucht nur bestimmte Kombinationen von Bewässerungstechnik und -menge zum optimalen Ergebnis führen.

Die jeweiligen Nutzenfunktionen werden im Abschnitt 3 genauer erläutert. Diese Arbeit stützt sich, was empirische Daten und ökonometrische Analysen betrifft, stark auf die Arbeiten von Arbues et al. (2010) und Salvador et al. (2011), die sich mit den urbanen und agrarischen Verbrauchern im Ebro-Becken intensiv auseinandergesetzt haben. Der inhaltliche Aufbau der Arbeit wurde stark durch das Konzept-Framework von Grimm et al. (2010) beeinflusst, die ein ausgereiftes Werkzeug erarbeitet haben, das bei der Entwicklung eines agentenbasierten Modells sehr hilfreich ist.

3 Umsetzung des Modells

In diesem Abschnitt werden die einzelnen Funktionen des Modells erläutert. Abschnitte 3.1, 3.1.2, 3.1.3 und 3.2 beschreiben die individuellen Agenten (Haushalte und Landwirtschaften), ihre Variablen und Parameter.

Drei Teilmodelle sind besonders relevant: Jeweils das individuelle Entscheidungs- und Lernverhalten von landwirtschaftlichen Bewässerungseinheiten und Haushalten über die konsumierte Wassermenge, und die Angebotsfunktion. Darüber hinaus gibt es noch ein Teilmodell für die Simulation der Umwelt, das großteils stochastisch abläuft. Die Beschreibung des Modells

erfolgt hier in der logischen Abfolge, wie sie im Modell zu jedem der 1.040 Zeitschritte durchgeführt wird.

1. Umweltfunktion
2. Angebotsfunktion
3. Nachfragefunktionen der Haushalte und Landwirtschaften
4. Knappheitsfunktion
5. Nutzenfunktionen der Haushalte und Landwirtschaften
6. Lernfunktionen der Haushalte und Landwirtschaften

Zum Verständnis der Modellbeschreibung ist anzumerken, dass Funktionen auf zwei verschiedene Arten beschrieben werden. Zum einen in mathematischer Form, wenn sie aus anderen Studien zitiert und empirisch abgeleitet wurden. Zum anderen in verbaler Form, wenn sie als Hilfsfunktionen innerhalb des Modells modellinterne Zwischenergebnisse berechnen.

3.1 Akteure, Variablen, Skalierungen

3.1.1 Akteure

Die atomarste Einheit des Modells wird Agent genannt, und repräsentiert eindeutige oder abgetrennte Objekte (wenn passiv) oder Akteure (wenn aktiv). Ein Agent verhält sich individuell und kann mit anderen Agenten interagieren oder durch Umweltfaktoren beeinflusst werden. Agenten sind durch Variablen definiert, die sie von anderen Agenten unterscheiden und mitverfolgen lassen, wie sich der Agent über die Zeit verändert.

In diesem Modell werden zwei Klassen von handelnden Agenten eingesetzt: private Verbraucher (Haushalte) und landwirtschaftliche Verbraucher (Bewässerungslandwirtschaften). Die natürliche und räumliche Umwelt wird, stark vereinfacht, durch Objekte im Modell repräsentiert: Flüsse und ihre Einzugsgebiete, sowie Umweltbedingungen wie Temperatur. Darüber hinaus werden bisherige technische Verbesserungen des Wasserangebots (Kanäle und Staubecken) als Reservoirs aggregiert repräsentiert.

Um im Modell eine gewisse realitätsnähe bei gleichzeitiger Einfachheit zu erreichen, werden lediglich die zwölf größten Städte der Region einbezogen. Diese hatten im Jahr 2006 1.531.647 EinwohnerInnen². EinwohnerInnen werden im Modell auf 1.000 Agenten (Haushalte) verteilt, denen im weiteren Verlauf verschiedene Attribute, wie z.B. Einkommen, zugeordnet werden.

²<http://www.ine.es/>

Ein Haushalt im Modell steht also je nach Stadtgröße für ca. 500 bis 1.500 EinwohnerInnen. Aus Gründen der Vergleichbarkeit erhalten alle Haushalte die gleichen Nachfrage- und Nutzenfunktionen.

Im Ebrobecken wird insgesamt eine Fläche von 784.000 ha Land bewässert, ein Fünftel der Gesamtackerfläche in Spanien (Salvador et al., 2011). Oberflächenbewässerung ist mit 69 Prozent der Fläche die häufigste Technik, danach folgen Berieselung und Tropfbewässerung mit 19 bzw. 12 Prozent. Insgesamt existieren im Ebro-Becken 1.746 Bewässerungslandwirtschaften mit Flächen zwischen 1 und 50 ha, die Durchschnittsgröße liegt bei 10 ha. Auch hier wird die Anzahl der Landwirtschaften reduziert, sodass im Modell nur die 373 größten Landwirtschaften vorkommen, die zusammen 691.085 ha ausmachen (88 Prozent der Gesamtfläche).

3.1.2 Variablen

Es gibt zwei Arten von Variablen, die notwendig ist um den Systemzustand zu jedem beliebigen Zeitpunkt abbilden zu können. Bestandsgrößen sind zeitabhängig und werden durch Zu- oder Abflüsse verändert. Stromgrößen sind zeitunabhängig und repräsentieren Veränderungen von Bestandsgrößen. Diese Variablen sollten so elementar definiert sein, dass sie nicht von anderen Variablen abgeleitet werden können. Alle anderen Faktoren und Werte fließen als Parameter in das Modell ein. In diesem Modell ist die verfügbare Wassermenge eine globale Stromgröße.

Haushalte haben als Bestandsgrößen die Haushaltsgröße (Anzahl der BewohnerInnen pro Haushalt), während Nachfrage (Wasserkonsum in m^3) und Nutzen Stromgrößen sind. Die Haushaltszusammensetzung als Bestandsgrößen wurden gewählt um den Datenerfordernissen der Nachfragefunktion zu genügen. Die Nachfrage als Wasserkonsum in Kubikmetern wurde als Stromgröße gewählt, um das reale Verhalten abzubilden. Der Nutzen ist eine virtuelle Größe die als Grundlage für adaptives Verhalten dient, und um ökonomische Vergleiche zwischen Haushalten zu ermöglichen.

In Tabelle 3.1.2 werden die Eigenschaften der Haushalte zusammengefasst, wie sie zur Modellierung der Konsum- und Lernverhaltens benötigt werden. Die einzelnen Funktionen werden jeweils gesondert erläutert.

Haushalte			
Variablen	Typ	Variablen	Beispielwerte
pro-Kopf-Nachfrage	numerisch	q_{it}	90 - 150 l / Tag
Kosten	numerisch	$de_{it-2,4}$	80 - 200 EUR / Quartal
Haushaltsgröße 1-5	boolean	D1 - D4	jeweils 0/1
Vermögen	numerisch	W	5.000 - 126.000 EUR
Warmwasserversorgung	boolean	CHW	0/1
Population	numerisch	pop	500 - 1.500
Altersstruktur	boolean	AG20, AG60	jeweils 0/1
Technologiefaktor	numerisch	TF	1 / 1,1
Nutzen	numerisch	U_h	0 - 80
Knappheits-Nutzen	numerisch	U_{sh}	0 - 40
Funktionen			
Nachfragefunktion		Funktion (5)	
Nutzenfunktion		Funktion (9)	
Lernfunktion		Funktion (11)	

Landwirtschaften haben als Bestandsgrößen Grenzproduktivität pro Kubikmeter Wasser. Nachfrage und Nutzen sind Stromgrößen. Die Grenzproduktivität eines Kubikmeters Wasser (gemessen in Euro pro Kubikmeter) wurde durch Salvador et al. (2011) von der erreichten Ertragssteigerung bei verschiedenen Feldfrüchten hergeleitet. Sie wurde gewählt um die unterschiedlichen Landwirtschaften und technologischen Bewässerungssysteme im Modell möglichst einfach und realitätsnah zu repräsentieren. Nachfrage (in Kubikmetern pro Hektar Land) wurde als Stromgröße gewählt, um das reale Verhalten zu quantifizierbar zu machen. Der Nutzen der Landwirtschaften (als virtuelle Größe wie bei den Haushalten durch eine Nutzenfunktion kalkuliert) wird als Stromgröße herangezogen, um strategisches Verhalten zu simulieren und dient ebenfalls der Vergleichbarkeit aus ökonomischer Sicht.

Landwirtschaft			
Variablen	Typ	Variable	Beispielwerte
Fläche	numerisch	A	9,66 ha - 530 ha
Fruchtsorte	nominal	Fs	Alfalfa, Mais
Produktivität	numerisch	M_n	0,13 - 1,2 Euro m^3
Nachfrage	numerisch	q	1.500 - 10.500 m^3/ha
Kosten	numerisch	C	
Nutzen	numerisch	U_{ir}	
Bewässerungsperiode	boolean	I	0 / 1
Dürregedächtnis	numerisch	dm	1 - 5
Funktionen			
Nachfragefunktion		Funktion (7)	
Nutzenfunktion		Funktion (10)	
Entscheidungsfunktion		Funktion (12)	

Umweltvariablen sind Temperatur sowie geführte Wassermenge im Flusssystem des Ebro. Sowohl Temperatur (in Grad Celsius) als auch die Wassermenge des Ebro (in Kubikhektometern, entspricht 1 mio. Kubikmetern, gemessen an der Mündung) dienen dazu, die für das Modell ausschlaggebenden Umweltveränderungen zu integrieren.

Umwelt		
Variablen	Typ	Beispielwerte
Wassermenge in Flüssen	numerisch	175 - 1.023 m^3 / s
Mindestführungsmenge	numerisch	150 - 300 m^3 / s
Funktionen		
stochastische Wasserführung		Funktion (2)
stochastische Temperatur		Funktion (1)

Alle hier angeführten Variablen werden auch bei der statistischen Analyse des Modells verwendet. Die hier genannten Funktionen sowie deren Variablen und Parameter werden im Abschnitt "Teilmodelle" detailliert erläutert.

3.1.3 Skalierungen

räumliche Skalierung: Die räumliche Ausdehnung ist begrenzt durch das Einzugsgebiet des Ebro. In diesem Modell hat der Raum allerdings keinen Einfluss auf das Modellverhalten. Das Umweltverhalten wird auf globaler Ebene simuliert, was bedeutet dass der Umweltzustand für alle Akteure zu einem Zeitpunkt an jedem Ort der gleiche ist, die Position der Agenten innerhalb der Modellwelt bewirkt keine Unterschiede. Die Agenten selbst besitzen ebenfalls keine räumlich abhängigen Eigenschaften, sondern existieren innerhalb der Modellumgebung ohne Ortsbezug. Durch die

gewählten zeitlichen Maßstäbe wird innerhalb des Modells vereinfacht vorausgesetzt, dass sich Umweltveränderungen innerhalb eines Zeitschrittes bei allen Agenten gleichmäßig verteilt haben. Dadurch soll eine Verkomplizierung des Modells vermieden werden.

zeitliche Skalierung: Die zeitliche Dimension wird auf eine Woche festgelegt. Ein Zeitschritt im Modell entspricht daher sieben Tagen. Diese Größe wird aufgrund der betrachteten Zeiträume, sowie der beobachteten Phänomene als Kompromiss zwischen zeitlicher Auflösung und Realisierbarkeit betrachtet. In einem betrachteten Zeitraum von 20 Jahren werden so 1.040 Zeitschritte berechnet. Die zeitliche Ausdehnung von mehreren Jahrzehnten ergibt sich aus den systemischen Phänomenen, die im Zentrum der Betrachtung stehen. Testläufe haben gezeigt, dass innerhalb dieses Zeitraums die zu beobachtenden Phänomene auf einen Zielwert konvergieren. Längere Zeiträume führen in diesem Modell innerhalb einer Parameter-Konfiguration zu keinen Unterschieden der Endzustände. Die zeitliche Untergrenze ergibt sich aus dem Zeitraum, in welchem auf Akteursebene Handlungen realisiert werden.

3.2 Initialisierung und Inputdaten

Inputdaten sind Daten, die nicht innerhalb des Modells generiert werden, sondern von einer äußeren Quellen hinzugefügt werden. In diesem Modell sind das vor allem Informationen über hydrogeographische Charakteristika der betrachteten Region.

In Abbildung 1 sind die großen, in hellbrauen eingefärbten und rot umrandeten Flächen Wassereinzugsgebiete von Nebenflüssen des Ebro. Die in grün gehaltenen kleineren Flächen sind bewässerte Gebiete. Die gelben Punkte sind jeweils Städte.

Die Modellwelt hat eine maximale Ausdehnung von 625 km Breite (x-Achse) und 313 km Höhe (y-Achse).

Flussverläufe, Einzugsgebiete, bewässerte Flächen und städtische Gebiete werden von der spanischen Hydrographischen Föderation Ebro ³ bezogen. Der jährliche Verlauf der Wasserführung des Ebro wird von der UNH / GRDC (Global Runoff Data Centre) Gewässerdatenbank ⁴ bezogen. Die GIS-Daten, Bevölkerungsdaten sowie hydrogeographischen Informationen wurden für das Jahr 2006 gewählt, um eine möglichst synchrone Datenbasis zu haben. Temperaturwerte (Anhang A4) werden von der World Meteorological Organization bezogen⁵.

³<http://oph.chebro.es/ContenidoCartografico.htm>

⁴<http://www.grdc.sr.unh.edu/html/Polygons/P6226800.html>

⁵<http://worldweather.wmo.int/083/c01240.htm>

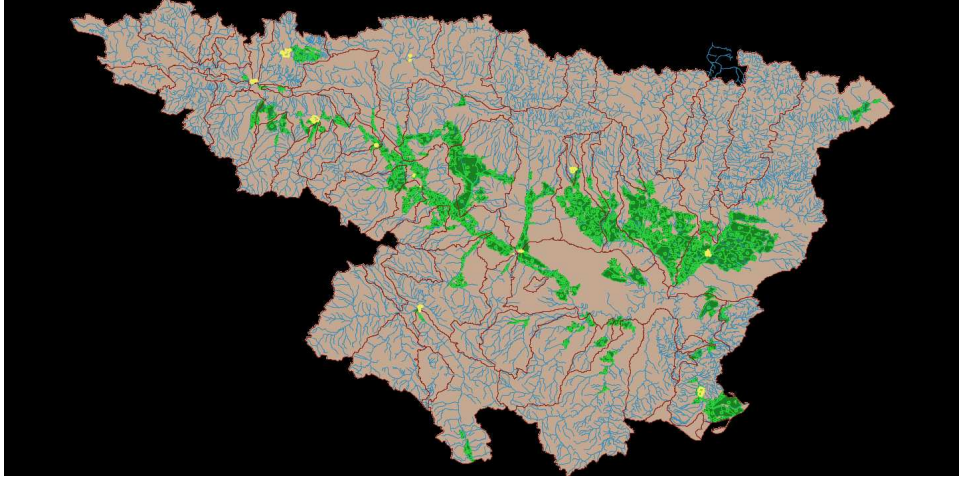


Abbildung 1: Darstellung der Modellumgebung

Die Bevölkerungsdaten stammen aus unterschiedlichen Quellen. Die Vermögensverteilung (A2) wurde stochastisch nach den Angaben von Arbues et al. (2010) erstellt. Die Zusammensetzung der Haushalte (Anhang A1) wurde aus Barberan (2007) entnommen.

3.3 Simulation der Umwelt

In diesem Prozess werden die Umweltparameter festgelegt, die in diesem Zeitschritt gelten. Eine Funktion legt die Temperatur T_t fest, die sich um den Monatsdurchschnitt verteilt verhält. Zur Festlegung der Wasserführungsmenge der Flüsse (hauptsächlich des Ebro) E_t läuft ebenfalls eine Zufallsfunktion (2) ab, die sich an den historischen Durchschnittsmengen $E_{n,t}$ der aktuellen Periode t orientiert, und mit einem normalverteiltem Zufallsfaktor zwischen $0.75 < \xi < 1.25$ variiert.

$$T_t = T_{n,t} * \xi \quad (1)$$

$$E_t = E_{n,t} * \xi \quad (2)$$

Die Wasserführung des Ebro ist ein zufälliger Wert, der mit einer Standardabweichung um Mittelwert des jeweiligen Monats schwankt (A3). Mit einer Wahrscheinlichkeit, die als Modellparameter einstellbar ist (zwischen 0 und 25 Prozent), herrscht in einem bestimmten Jahr eine Dürre vor. In diesem Modell wird in solchen Fällen die normale Wasserführung auf einen Wert zwischen 40 und 60 Prozent der ursprünglichen Menge reduziert. Es kann ebenfalls eine Mindestführungsmenge eingestellt werden, ab deren Unterschreitung schwerwiegende ökologische Folgen drohen (Alcacer-Santos,

2005). Diese kann variiert werden, um Entscheidungsträgern einen Trade-Off zu ermöglichen zwischen der Gewährleistung von Wasserangebot und Umweltqualität. Die Auswirkungen auf die Umwelt von sich ändernden Mindestführungsmengen werden in diesem Modell nicht betrachtet.

Alle Umweltparameter lassen sich gemäß bestimmter Klimaprognosen mit einem beliebigen langfristigen Trend versehen. Sowohl Zu- oder Abnahme von Durchschnittstemperaturen, Zu- oder Abnahme der durchschnittlichen Wasserführungsmenge, oder die Zunahme der Variabilität (stärkere Schwankungen der Temperatur, oder Zunahme von Dürreperioden) lassen sich in das Modell integrieren. Im einfachsten Szenario werden diese Trends nicht einbezogen.

3.4 Angebotsfunktion

Die Angebotsfunktion berechnet zum einen die physikalisch vorhandene Menge an Wasser, die zum einen als Stromgröße der aktuellen Wasserführung des Ebro vorliegt, zum anderen als Bestandsgröße an gespeichertem Wasser in Reservoirs.

Angebot		
Variablen	Typ	Beispielwerte
frei allozierbare Wassermenge	numerisch	0 - 500 Hm^3 / Zeitschritt
Speicher	numerisch	0 - 6.837 Hm^3
Funktionen		
Angebotsfunktion		Funktion 3
Preisfunktion		Funktion 4

Die Existenz von Speichersystemen ist eine wichtige Funktion des Angebots. Vor allem in Gebieten mit saisonal stark schwankendem natürlichem Wasserangebot sind technische Lösungen notwendig um für Ausgleich zu sorgen. Im Ebrogebiet wurden dazu Speicherkapazitäten von 6.837 Hm^3 angelegt (Penagos, 2007). Im Modell ist es möglich, diese Kapazitäten einmalig um einen Wert von 10 Prozent auszubauen. Dies soll widerspiegeln, dass der Ausbau von Speicherkapazitäten eine Option ist, die allerdings an ihre natürlichen und technologischen Grenzen stoßen kann und mit erheblichem Aufwand verbunden ist. Daher ist dieser Schritt nur einmalig um einen relativ geringen Wert möglich und wird erst im zehnten Modelljahr ausgeführt, sollte diese Option im Modell aktiviert sein.

$$\begin{aligned}
Speicher_{(t)} = & Speicher_{(t-1)} \\
& + (geführte Wassermenge_{(t)} - Mindestführungsmenge_{(t)}) \\
& - (urbane Nachfrage_{(t)} + landwirtschaftliche Nachfrage_{(t)})
\end{aligned}
\tag{3}$$

Die Preisfunktion des Angebots für Haushalte ist linear und ist dem

Kostenmodell der Stadtverwaltung von Saragossa nachempfunden⁶. Haushalte zahlen für die gesamte verbrauchte Wassermenge einen bestimmten Kubikmeterpreis, der dem Grenzpreis des letzten Kubikmeters entspricht.

$$P_w = \begin{array}{ll} 0,210 & \text{bis zu einem Verbrauch von 0,2 Kubikmeter / Tag} \\ 0,503 & \text{bis zu einem Verbrauch von 0,616 Kubikmeter / Tag} \\ 1,258 & \text{über einem Verbrauch von 0,616 Kubikmeter / Tag} \end{array} \quad (4)$$

Im Rahmen dieser Arbeit ließ sich keine Preisfunktion aufstellen, die auf beide Akteure anwendbar ist. Dies liegt vor allem daran, dass das Wasser im Ebro für Haushalte und Bewässerungslandwirtschaften nicht das gleiche ist. Während sowohl Landwirtschaft als auch Haushalte vor allem vom Oberflächenwasser abhängig sind, wird das Wasser für städtische VerbraucherInnen in aufwendigen und kostspieligen Prozessen qualitativ aufbereitet. Das Wasser des Ebro ist im Grundzustand nicht als Trinkwasser geeignet (Pena-gos, 2007). Wasser zu Bewässerung wird entweder aus Speichern, Kanälen oder Flüssen direkt entnommen.

3.5 Nachfragefunktion der Haushalte

Die Nachfragefunktion entspricht der von Arbues et al. (2010) entworfenen Nachfragefunktion. Sie wurde deshalb gewählt, weil sie zum Einen den Ein-gangs erwähnten Anforderung von Olmstead (2010) entspricht (sie enthält Grenzpreise, Einkommen, Variablen für Haushaltspräferenzen, Wetterein-flüsse), und zum Anderen weil sie speziell für das Ebro-Becken entworfen wurde.

$$\begin{aligned} \ln q_{it} = & \beta_0 + \delta_1 de_{it-2} + \delta_2(D1_{it} \times de_{it-2}) + \delta_3(D2_{it} \times de_{it-2}) \\ & + \delta_4(D3_{it} \times de_{it-2}) + \delta_5(D4_{it} \times de_{it-2}) + \delta_6 HD_{it} + \delta_7 \ln q_{it-4} \\ & + \beta_1 W_{it} + \beta_2 CHW_{it} + \beta_3 AG20_{it} + \beta_4 AG60_{it} + u_{it} \end{aligned} \quad (5)$$

$\ln q_{it}$ ist der Logarithmus des Haushaltskonsums. β_{0-4} und δ_{1-7} sind Ko-effizienten, die von Arbues et al. (2010) in ihrer Studie berechnet wurden (1). Subskript $it-x$ steht für die jeweilige Zeitperiode. it ist die aktuelle Pe-riode, $it-2$ ist die zwei Perioden verzögert, um die Informationsverzögerung des Rechnungserhalts zu berücksichtigen. Dies ist dadurch bedingt, dass Haushalte in dieser Region Informationen über ihren tatsächlichen Ver-brauch und angefallene Kosten von ihren Versorgungsunternehmen um zwei Quartale verzögert erhalten. $it-4$ bezeichnet eine Verzögerung um vier Peri-oden, und gibt den Einfluss der gleichen Periode des Vorjahres wieder.

⁶[http://www.zaragoza.es/contenidos/normativa/ordenanzas-fiscales/2013/OF'24-25-2013.pdf](http://www.zaragoza.es/contenidos/normativa/ordenanzas-fiscales/2013/OF%24-25-2013.pdf)

In dieser Funktion steht β_0 für eine Konstante, DN_{1-5} entsprechen Dummy-Variablen die Haushaltsgrößen repräsentieren. HD ist eine Dummy-Variable für Tage mit einer Maximaltemperatur von mehr als 18°C. CHW ist ebenfalls eine Dummy-Variable, die den Zugang zu einer gemeinsam genutzten Warmwasserquelle kennzeichnet. AG20 und AG60 sind Dummy-Variablen, die das Vorhandensein von Mitgliedern unter 20, respektive über 60 Jahren in einem Haushalt kennzeichnen. de_{it-2} ist eine um zwei Perioden verzögerte Variable für die Kosten der letzten Wasserrechnung, δ_{it-4} entspricht den Kosten aus dem gleichen Zeitraum des Vorjahres. Haushalte können aufgrund der linearen Preisfunktion (4) ihren Kubikmeterpreis nur nachträglich ablesen, wenn ihr Verbrauch abgelesen wurde. Die Variable W entspricht dem Wohlstand des Haushalts, der approximiert über den Wert des bewohnten Eigentums einberechnet wird. Formel (5) ist bereits auf die verschiedenen Haushaltsgrößen ausmultipliziert. Preiselastizität wird in dieser Funktion nicht explizit angeführt, sondern fließt über die Variablen de_{it-2} und de_{it-4} ein.

Arbues et al. (2010) geben als Ergebnis ihrer Studie folgende Werte an:

Koeffizient	Wert	Variable	Erläuterung
β_0	-0.7026		Konstante
δ_1	-0.2645	de_{it-2}	Kosten (2 Perioden verschoben)
δ_2	-1.0525	D1	Haushaltsgröße
δ_3	-0.9509	D2	Haushaltsgröße
δ_4	-0.1983	D3	Haushaltsgröße
δ_5	-0.0078	D4	Haushaltsgröße
δ_6	-0.0409	HD	heiße Tage
δ_7	0.3228	de_{it-4}	Vorjahreskosten
β_1	0.2941×10^{-5}	W	Vermögen
β_2	-0.1087	CHW	Heißwasserversorgung
β_3	0.0684	AG20	Altersvariable
β_4	-0.0692	AG60	Altersvariable

Tabelle 1: Elastizitäten

Die in Tabelle 1 enthaltenen Elastizitäten geben an, welchen Einfluss verschiedene Eigenschaften eines Haushalts auf das Verbrauchsverhalten haben. Die Variable DN_5 für kommt deshalb nicht vor, da sie als Kontrollvariable für DN_{1-4} verwendet wurde. Haushalte mit fünf oder mehr BewohnerInnen gehen also nur über den Koeffizienten δ_1 in die Formel ein.

Bei der Umsetzung im Modell ist darauf zu achten, dass Arbues et al. den Logarithmus des Verbrauchs formulieren. Um tatsächliche Werte zu erhalten, muss das Ergebnis in den Exponenten zu e gehoben werden.

3.6 Nachfragefunktion der Landwirtschaft

Die Nachfragefunktion für landwirtschaftlichen Wasserverbrauch (7) ist anderen Gesetzmäßigkeiten unterworfen, da Wasser hier als Produktionsinput betrachtet werden kann. In erster Linie wird der Wasserverbrauch pro Bewässerungslandwirtschaft als konstant pro Hektar Anbaufläche angenommen, und entspricht den Durchschnittswerten, die Salvador et al. (2011) festgestellt haben. In ihrer Studie sammelten sie Daten über eine repräsentative Teilmenge von 10.475 ha. Da diese Werte nur über die gesamte Anbauperiode aggregiert vorhanden sind, ist es notwendig diese zu interpolieren, um so einen wöchentlichen Bedarf festzulegen (Tabelle 2). Um nicht unnötige Komplexität zu Beginn zu erzeugen, werden nur die vier im Ebro-Becken hauptsächlich angebauten Nutzpflanzen in das Modell aufgenommen: Mais mit 6.342 ha Anbaufläche, Alfalfa mit 1.994 ha Anbaufläche, Olivenbäume mit 445 ha Anbaufläche und Tomaten mit 340 ha Anbaufläche. In Summe werden sie auf 87 Prozent (9.123 ha) der betrachteten 10.475 ha Anbaufläche im Ebro-Becken angebaut. Für die Modellberechnung werden diese Verteilungen auf die Gesamtfläche übertragen.

Nutzpflanze	Fläche	Wasserbedarf IWA	Wasserproduktivität (Netto)
	(ha)	($m^3 ha^{-1}$)	Euro m^{-3}
Mais	6.342	7.199	0,13
Alfalfa	1.994	8.823	0,83
Oliven	445	2.878	0,42
Tomaten	340	5.394	1,20

Tabelle 2: Wasserbedarf und -produktivität

Salvador et al. kalkulieren die ökonomische Nettoproduktivität von Wasser WP_{En} als Verhältnis von marginalem Nettoertrag (Einnahmen abzüglich Kosten) einer Feldfrucht M_g zu saisonalem Bewässerungsvolumen IWA (Irrigation Water Applied, Formel (6)). Die Bewässerungsperiode wird von Mai bis September angenommen. Im Modell wird daher der saisonale Wasserbedarf IWA durch die Anzahl der Wochen (25) geteilt und durch eine Dummy-Variable I dargestellt, die den Wert 0 annimmt, wenn nicht bewässert wird, und 1, wenn bewässert wird.

Der Preis von Wasser, das in der Landwirtschaft verwendet wird, lässt sich nach George et al. (2011) anhand des Grenzproduktes festlegen. Der Wert des Grenzproduktes von Wasser (WP) ist als sein Wert als Produktionsfaktor zu sehen, und ist daher vor allem vom produzierten Gut abhängig. Für das Wassereinzugsgebiet des Ebro haben (Salvador et al. (2011)) die Grenzproduktivität von Wasser bezüglich verschiedener Endprodukte sowie Bewässerungstechniken geschätzt (s. Tabelle 2).

$$WP_{En} = \frac{M_n}{IWA} \quad (6)$$

$$q_{ir} = \frac{IWA}{25 * Fläche * I} \quad (7)$$

3.7 Knappheit

Knappheit tritt in diesem Modell dann auf, wenn aufgrund dauerhaft niedriger Pegelstände die Nachfrage der Haushalte und Landwirtschaften die Wasserspeicher vollkommen entleert haben. Dies ist ein Extremzustand und dient in diesem Modell auch der Vereinfachung. Die zur Verfügung stehende Menge Wasser beschränkt sich nun auf das im Ebro vorhande. Unter Berücksichtigung bestimmter Pegelstände, die nicht unterschritten werden sollten, bleibt so nur eine Restmenge Wasser übrig, die auf die KonsumentInnen und Landwirtschaften verteilt werden muss.

Knappheit wird in diesem Fall als Verhältnis von nachgefragter zu physisch vorhandener Menge ausgedrückt. In diesem Modell wird als einfachster regulatorischer Eingriff unter Knappheit eine Mengenreduktion umgesetzt. Dabei wird die Menge an Wasser, die über das verfügbare hinausgeht, anteilmäßig auf alle Haushalte und Landwirtschaften verteilt. Dabei wird eine relative Gleichbelastung erzeugt, keine absolute. Das bedeutet, dass ein Haushalt seinen Konsum nicht um einen absoluten Betrag in Kubikmetern einschränken muss, der für alle gleich ist, sondern um einen Prozentsatz der für alle Haushalte gleich ist.

$$s_{(t)} = \frac{urbane\ Nachfrage_{(t)} + landwirtschaftliche\ Nachfrage_{(t)}}{geführte\ Wassermenge_{(t)}} \quad (8)$$

3.8 Nutzenfunktionen

Zur Messung der Auswirkungen einer Wasserknappheit werden die Nutzenfunktionen herangezogen, die im folgenden beschrieben werden. Sie berechnen nun anhand der einem Haushalt oder einer Landwirtschaft zur Verfügung stehenden Wassermenge den Nutzen, der aus dem Verbrauch dieses Wassers generiert werden kann. Dabei werden parallel der Nutzen im Normalfall und der Nutzen unter Knappheit berechnet, d.h. für den Fall dass der Wasserkonsum rationiert werden muss. Im nächsten Schritt wird der Knappheitsnutzen vom normalen Nutzen abgezogen. Das Ergebnis ist der Nutzenverlust. Umweltpolitische Steuerungsmaßnahmen können dahingehend evaluiert werden, ob sie diesen Nutzenverlust minimieren können.

Die Nutzenfunktion der Haushalte ist relativ einfach gehalten und berechnet für jeden Haushalt den Nutzen anhand des Konsums, der Haushaltsgröße und des gezahlten Preises. Der Preis fließt hier in die Funktion ein, da er als Indikator für die Wertschätzung von Wasser gesehen werden kann.

$$U_h = q_{it} * DN * TF^2 * Preis \quad (9)$$

Die Nutzenfunktion ist ebenfalls einfach gestaltet und berechnet den Nutzen einer Landwirtschaft U_{ir} aus der Grenzproduktivität WP_{En} , der zugeführten Wassermenge IWA und der Fläche. I ist die Dummy-Variable die die Bewässerungsperiode anzeigt.

$$\begin{aligned} U_{ir} &= \frac{IWA * WP_{En} * I}{25 * Fläche} \\ &= \frac{M_n * I}{25 * Fläche} \end{aligned} \quad (10)$$

3.9 Lernfunktionen

Das Auftreten von Knappheiten kann bei den AkteurInnen zu Verhaltensänderungen führen, weil sie nach Wegen suchen, ihren Nutzen in der neuen Situation zu maximieren. Einer der einfachsten Wege, wie Lern- und Entscheidungsverhalten in einem agentenbasierten Modell dargestellt werden kann, sind Heuristiken (Rounsevell et al., 2012). Sie folgen einem „falls ... dann ... sonst ...“-Schema. Der Vorteil hierbei ist, dass das Entscheidungsverhalten sehr transparent ist, und direkt aus konzeptionellen Entscheidungsbäumen übertragen werden kann. In der Lernfunktion (11) vergleicht sich ein Haushalt mit der Menge aller anderer Haushalte M_h , die höheren Nutzen bei geringen Kosten aufweisen. Danach vergleicht er innerhalb dieser Teilmenge die zwei Variablen, auf die er in diesem Modell Einfluss hat: Haushaltsgröße (DN) und technologische Effizienz (TF). Sollte der Mittelwert einer Variable innerhalb dieser Gruppe eine deutliche Tendenz aufweisen, entscheidet sich der Haushalt diese Variable zu übernehmen (LD_h und LT_h). Dieses einfache adaptive Verhalten soll zum einen eine soziale Komponente - nämlich den Einfluss der angestrebten Haushaltsgröße - und eine technische Komponente - die Verbesserung der Effizienz - enthalten. Dieses Modell berücksichtigt allerdings weder die Informations- noch Transformationskosten, die für diese Prozesse notwendig sind. Ein weiterer Aspekt der von Rounsevell et al. hervorgehoben wird, ist *bounded rationality*. Das eingeschränkt vorhandene Wissen um die optimale Lösung wird in diesem Modell so wie von Rounsevell et al. (2012) beschrieben modelliert, in dem Haushalte nur eine Teilmenge der gesamten Alternativen betrachten.

$$\begin{aligned} M_h &= \text{alle Haushalte mit (Nutzen} > \text{eigener Nutzen)} \\ &\quad \text{UND (Kosten} < \text{eigene Kosten)} \\ LD_h &= \text{setze Haushaltsgröße auf (Durchschnittswert von } M_h) \\ LT_h &= \text{setze Technologiefaktor auf (Durchschnittswert von } M_h) \end{aligned} \quad (11)$$

Die Entscheidungsfunktion (12) der Landwirtschaften dient dazu, den zukünftigen Nutzen zu maximieren. Dazu erhalten Landwirtschaften ein „Gedächtnis“ dm , das fünf Jahre zurück reicht und das Auftreten von Dürreperioden speichert. Im Modell ist es einfach die Anzahl der Dürren innerhalb der letzten 5 Jahre. Unter der Annahme, dass Klima sich langfristig verändert, soll dies dazu dienen, die aktuellen Umweltzustände zu internalisieren. Landwirtschaften stellen dann für jede Nutzpflanze die gleiche Berechnung an: Sie kalkulieren den möglichen Nutzen S_{1-n} anhand der Produktivität pro Kubikmeter Wasser $WP_{En,1-n}$, im Verhältnis zur benötigten Menge IWA_{1-n} und wählen dann die erfolgversprechendste Pflanze. Der erwartete Nutzen wird mit dem Wert der in die Zukunft zu erwartenden Dürrehäufigkeit $(1 - dm * 0.2)^5$ multipliziert. Dadurch soll ein Verhalten simuliert werden, dass den Nutzen hinsichtlich der Versorgungsunsicherheit im Wasserverbrauch maximiert, um Ernteausfälle zu vermeiden.

$$S_{1-n} = \frac{WP_{En,1-n} * (1 - dm * 0.2)^5}{IWA_{1-n}} \quad (12)$$

Dieses Verhalten wird auch von Varela-Ortega et al. (1998) beobachtet, welche schlussfolgern dass Bewässerungslandwirtschaften auf verändertes Wasserangebot mit zwei Strategien reagieren: Bei Preissteigerungen wechseln sie auf weniger stark zu bewässernde Nutzpflanzen. Es gibt auch einen Preis, bzw. Wasserverfügbarkeitsschwelle, ab welcher Trockenlandwirtschaft kompetitiv ist. Ab diesem Zeitpunkt wird die Bewässerung zugunsten einer Trockenlandwirtschaft aufgegeben.

Ebenso wie bei den Haushalten können innerhalb dieser Arbeit Informations- und Transformationskosten (z.B. durch Fruchtwechsel) nicht berücksichtigt werden. Fruchtwechsel sind im Modell jedes Jahr möglich und es steht eine repräsentative Auswahl an Nutzpflanzen zur Verfügung (Tabelle 2). Der Schritt eines Wechsels zu Trockenlandwirtschaft wird in diesem Modell nicht simuliert, da hierfür weitere Daten hinsichtlich der Kompetitivität von Trockenlandwirtschaft notwendig wären.

4 Modelloutput und Interpretation

Das Modell wird mit empirischen Daten initialisiert, die den aktuellen realen Zustand abbilden. Jede Kombination von Parametern kann mehrfach wiederholt werden. Insgesamt wurden zur Evaluierung des Modells 800 Durchläufe unter Variierung verschiedener Startparameter durchgeführt. Die maximale Dauer eines Laufs beträgt 1040 Zeitschritte, also 20 Jahre.

Parameter	Wertebereich
Dürrewahrscheinlichkeit	0, 5, 10, 15, 20, 25 Prozent
Lernverhalten Haushalte	Nein / Ja
Lernverhalten Landwirtschaften	Nein / Ja
minimale Wasserführung	150 / 300 m^3s^{-1}
Speichererweiterung	0 / 10 Prozent

Tabelle 3: Startparameter

beobachtete Variablen je Zeitschritt
Aggregierter Nutzen der Haushalte
Aggregierter Nutzen der Landwirtschaften
Aggregierter Nutzen-Verlust der Haushalte
Aggregierter Nutzen-Verlust der Landwirtschaften
Durchschnittsnutzen der Haushalte
Durchschnittsnutzen der Landwirtschaften
Durchschnitts-Nutzenverlust der Haushalte
Durchschnitts-Nutzenverlust der Landwirtschaften
Wassermenge des Ebro
Wassermenge in Reservoirs
Durchschnittsgröße der Haushalte
Verteilung der Nutzpflanzen

Tabelle 4: Kennzahlen

Das Modell speichert zu jeden Zeitschritt die in Tabelle 4 angeführten Variablen ab. In einem Testlauf ergab das Modell zur statistischen Analyse 916.000 Datenpunkte zu 12 Variablen. Grafik 2 visualisiert die Wasserführung des Ebro über den Zeitverlauf. Der Wert allozierbares Wasser nimmt hier in Dürreperioden maximale Fehlmengen von mehr als 100 Hm^3 an. Dies sind Mengen, die entweder eingespart werden müssen, oder durch Absenkung der Mindestführungsmenge aus der natürlichen Reserve zusätzlich entnommen werden.

Grafik 3 stellt einen exemplarischen Verlauf der Variable pro-Kopf-Verbrauch dar. In dieser Konfiguration waren alle Lernfunktionen aktiviert. Der pro-Kopf-Verbrauch sinkt hier von einem Anfangswert von 100 l / Tag auf 92 l

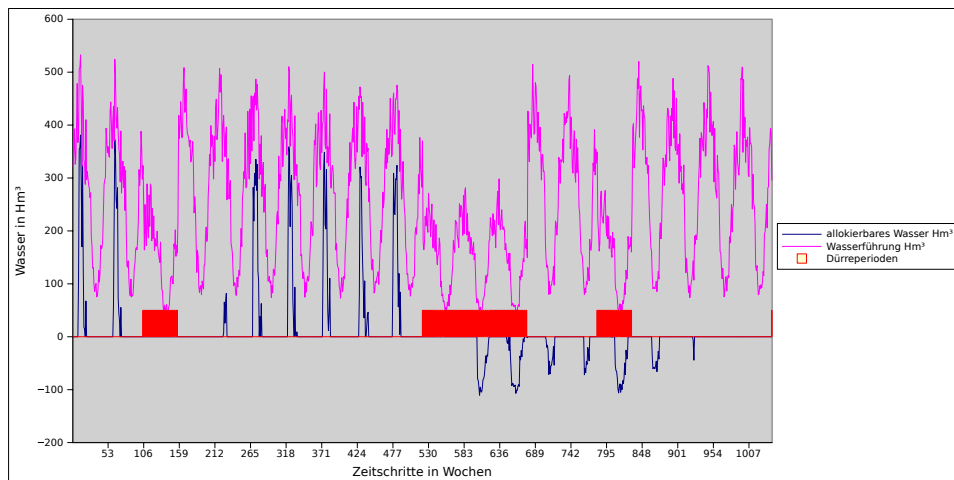


Abbildung 2: Wasserführung und allozierbares Wasser

/ Tag.

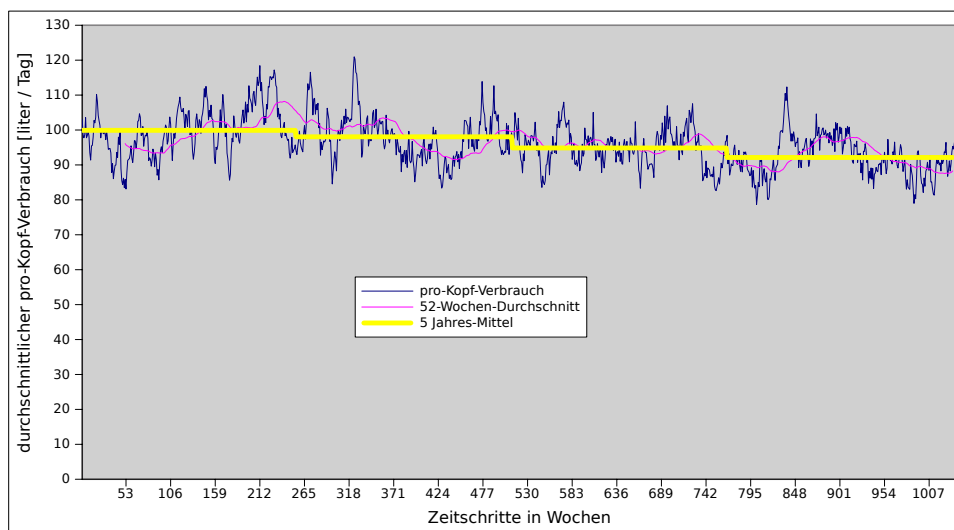


Abbildung 3: pro-Kopf-Verbrauch

Arbues et al. (2010) kommen zu der Beobachtung, dass es drei verschiedene Verbrauchsmuster gibt - eines für kleine Haushalte mit einem oder zwei Mitgliedern, eines für mittlere Haushalte mit 3 Mitgliedern und eines für große Haushalte mit vier oder mehr BewohnerInnen. Sie führen dies im wesentlichen auf zwei Gründe zurück:

- Endogene Transaktionskosten stehen der Einführung von neuen Techniken oder Verhaltensweisen entgegen, und sind in größeren Haushalten höher. Die Komplexität der Organisation von Haushalten und die

Umsetzung neuer Praktiken steigt mit der Größe und wirkt sich auch auf Entscheidungsprozesse aus. Transaktionskosten (Fehlen von Informationen, Fehlanreize, heterogene BewohnerInnen, Monitoringkosten, Gewohnheiten) steigen und erschweren die Umsetzung von Wassersparmaßnahmen im Vergleich mit kleineren Haushalten.

- Demgegenüber wirken Skaleneffekte vorteilhaft: In kleineren Haushalten (1-2 BewohnerInnen) kommt es zu Ineffizienzen zum Beispiel bei der Nutzung von Geschirrspül- und Waschmaschinen, die tendenziell unter der maximalen Kapazität laufen. Größere Haushalte können in der Nutzung eine höhere Effizienz erreichen und so trotz absolut höherem Verbrauch niedrigere pro-Kopf-Verbräuche erreichen.

Diese Beobachtungen decken sich mit den Ergebnissen des Modells, die ein prinzipielles konvergieren auf zwei Haushaltsgrößen mit entweder einem oder 3 BewohnerInnen zeigen. Diese Ergebnisse sind natürlich nur als Tendenzen zu sehen, da in der Realität wesentlich mehr Einflussfaktoren vorherrschen. Innerhalb dieser Arbeit zeigt sich hinsichtlich des Umgangs mit Knappheiten zwei unterschiedliche Gruppen von WasserkonsumentInnen gibt.

Bei den Landwirtschaften gibt es ein interessantes Phänomen zu beobachten. Von den vier eingebauten Nutzpflanzen bleiben nach kurzer Zeit nur noch zwei relevant: Mais und Tomaten. Wie in Grafik 4 dargestellt ist, steigt in Phasen regelmäßiger Wasserversorgung der Tomatenanbau beständig an. Da Tomaten einen niedrigeren Wasserbedarf haben, sinkt der durchschnittliche Wasserbedarf der Farmen. (Tabelle 2). Ab ca. Woche 520 herrscht für drei Jahre eine Dürreperiode vor, und hat sofort Auswirkungen auf die strategischen Entscheidungen der LandwirtInnen. In den nächsten 5 Jahren steigt der Maisanbau rapide an, während der Tomatenanbau abnimmt. Dies ist auf den ersten Blick eine widersprüchliche Entwicklung, da Mais einen höheren Wasserbedarf hat als Tomaten. Betrachtet man allerdings die Grenzproduktivitäten wird klar, dass dahinter eine strategische Entscheidung steht. Tomaten haben zwar einen höheren Ertrag, dieser ist allerdings auch mit höheren Investitionen verbunden - manuelle Pflege und Ernte verteuern den Tomatenanbau im Vergleich zum maschinell bearbeitbaren Mais. In Zeiten unsicherer Wasserversorgung erscheinen Tomaten daher als riskantere Investition, während beim Mais mögliche Verluste geringer sind. Die problematische Entwicklung dabei ist, dass mit Mais der Durchschnittsverbrauch wieder ansteigt, und so die Krise noch verschärft werden kann.

Wie in Grafik 5 zu sehen ist, führen die strategischen Entscheidungen der landwirtschaften zu einer tendenziellen Reduktion von Nutzenverlusten. Dies kann als eine Steigerung der Resilienz interpretiert werden. Das sozioökonomische System stellt sich auf veränderte Umweltbedingungen ein, passt seine Erwartungen und erreicht so einen anderen, stabilen Zustand.

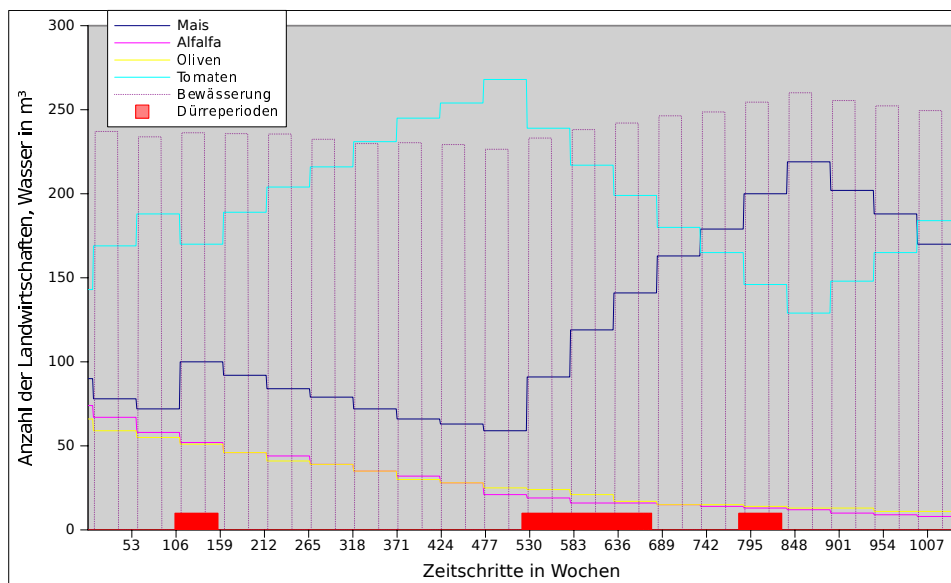


Abbildung 4: Variation der Nutzpflanzen und Gesamtverbrauch

Inwiefern dies ein tatsächliches Phänomen ist, oder inwiefern durch umweltschützende Maßnahmen diese Tendenzen verstärkt werden können, geht über die Interpretationsmöglichkeiten dieser Arbeit hinaus.

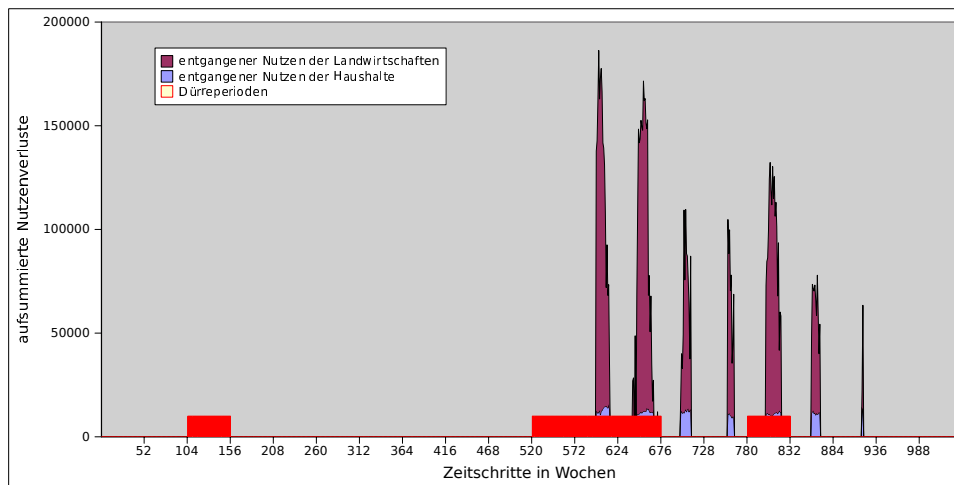


Abbildung 5: Nutzenverluste

5 Schlussfolgerungen

Erste Analysen lassen vermuten, dass nachfrageseitig die potenziellen Auswirkungen auf den Wasserkonsum durch soziale Verhaltensänderungen ausschlaggebend sind. Eine Analyse, ob technische Effizienzsteigerungen signifikant keine Auswirkungen haben, oder ob auch hier das Phänomen der Affluenz zum Tragen kommt, steht noch aus. Dabei ist natürlich ganz klar zu betonen, dass beispielsweise die durchschnittliche Haushaltsgröße kein Wert ist, der durch Anschalten einer Funktion verändert werden kann. In diesem Modell repräsentiert sie eine nachfrageorientierte Policy, die auf einen bestimmten, empirisch beobachteten Einflussfaktor abzielt. In der Realität kann dies entweder durch Information und Bewusstseinsbildung der Bevölkerung geschehen, aber auch durch finanzielle Anreize wie die Wohnbauförderung hinsichtlich größerer Wohneinheiten. Die Subventionierung wassereffizienter Haushaltstechnik ist ebenfalls ein Mittel das angewendet werden kann. In diesem Modell hat sich allerdings herausgestellt, dass technologische Faktoren weniger starken Einfluss auf Resilienz gegenüber Knappheit hat.

Im Hinblick auf die systemische Natur umweltökonomischer Probleme ist auch Seitens der ModellentwicklerInnen ein starkes Zugehen auf Betroffene und Stakeholder nötig und sinnvoll. Zum Einen sind sie von den Ergebnissen der Modelle betroffen, sollten diese im Rahmen von Policy-Einschätzungen entwickelt werden, zum Anderen können sie mit Experten- und Domainwissen zur Modellentwicklung beitragen. Leenhardt et al. (2012) und Scott et al. (2012) entwickelten dazu Frameworks.

Über die Modellentwicklung hinaus sollte in dieser Arbeit in einfachen Ansätzen gezeigt werden, dass es möglich ist mit agentenbasierten Modellen die Anforderungen, die an eine Methodik zur Untersuchung ökonomischer

Zusammenhänge gestellt wird, prinzipiell zu erfüllen. Für zukünftige Modellentwicklung ist ebenfalls erkennbar, dass die großen Hürden für ähnliche Projekte in der Beschaffung empirischer Daten liegen. Um agentenbasierte Modelle realitätsnah zu implementieren, sind Mikrodaten notwendig. Hier ist natürlich Datenschutz ein kritischer Punkt, genauso wie die Eigentumsfrage an diesen, da solche Daten meist von privaten Unternehmen im Zuge ihrer wirtschaftlichen Tätigkeit erzeugt werden. Doch in den Fällen, in denen solche Daten durch öffentliche, von Steuergeldern finanzierte Institutionen erhoben werden, ist die Veröffentlichung dieser Daten (anonymisiert) von einem wissenschaftlichen Standpunkt nach Prinzipien von Open Science und Open Data erwünscht. Auch individuelle WissenschaftlerInnen können hierzu beitragen, wie es in den Panton-Prinzipien⁷ gefordert wird.

⁷<http://pantonprinciples.org/>

Literatur

- Alcacer-Santos, C. (2005). Assessment and provision of environmental flows in mediterranean watercourses. Technical report, IUCN.
- Angus, S., Parris, B., and Hassani, M. B. (2009). Climate change impacts and adaptation in bangladesh: An agent-based approach. pages 2720–2726.
- Arbues, F., Villanua, I., and Barberan, R. (2010). Household size and residential water demand: an empirical approach. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 54(1):61–80.
- Barberan, O., editor (2007). *Consumo y Gravamen del Agua para Usos Residenciales. Evaluacion y Propuesta de Reforma*. Servicio de Cultura.
- Brennan, D. (2008). Missing markets for storage and the potential economic cost of expanding the spatial scope of water trade. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 52(1):471–485.
- Castellano, E., De Anguita, P., Elorrieta, J., Pellitero, M., and Rey, C. (2008). Estimating a socially optimal water price for irrigation versus an environmentally optimal water price through the use of geographical information systems and social accounting matrices. *Environmental and Resource Economics*, 39(3):331–356.
- Chong, H. and Sunding, D. (2006). Water markets and trading. *Annual Review of Environment and Resources*, 31:239–264.
- Galan, J., Lopez-Paredes, A., and del Olmo, R. (2009). An agent-based model for domestic water management in valladolid metropolitan area. *Water Resources Research*, 45:180–198.
- George, B., Malano, H., Davidson, B., Hellegers, P., Bharati, L., and Mas-suel, S. (2011). An integrated hydro-economic modelling framework to evaluate water allocation strategies i: Model development. *Agricultural Water Management*, 98(5):733–746.
- Goetz, R., Martinez, Y., and Rodrigo, J. (2008). Water allocation by social choice rules: The case of sequential rules. *Ecological Economics*, 65(2):304–314.
- Grimm, V., Berger, U., DeAngelis, D., Polhill, G., Giske, J., and S.F., R. (2010). The ODD protocol: a review and first update. *Ecological Modelling*, 221:2760–2768.
- Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. *Science*, (162):1243–1248.

- Hawes, C. and Reed, C. (2006). Theoretical steps towards modelling resilience in complex systems. *Lecture Notes in Computer Science (including subseries Lecture Notes in Artificial Intelligence and Lecture Notes in Bioinformatics)*, 3980 LNCS:644–653.
- Heckbert, S., Baynes, T., and Reeson, A. (2010). Agent-based modeling in ecological economics. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1185:39–53.
- Leenhardt, D., Therond, O., Cordier, M.-O., Gascuel-Oudou, C., Reynaud, A., Durand, P., Bergez, J.-E., Clavel, L., Masson, V., and Moreau, P. (2012). A generic framework for scenario exercises using models applied to water-resource management. *Environmental Modelling and Software*, 37:125–133.
- Moglia, M., Perez, P., and Burn, S. (2010). Modelling an urban water system on the edge of chaos. *Environmental Modelling and Software*, 25:1528–1538.
- Nguyen, N., Shortle, J., Reed, P., and Nguyen, T. (2013). Water quality trading with asymmetric information, uncertainty and transaction costs: A stochastic agent-based simulation. *Resource and Energy Economics*, 35(1):60–90.
- Olmstead, S. (2010). The economics of managing scarce water resources. *Review of Environmental Economics and Policy*, 4(2):179–198.
- Olmstead, S., Michael Hanemann, W., and Stavins, R. (2007). Water demand under alternative price structures. *Journal of Environmental Economics and Management*, 54(2):181–198.
- Penagos, G. (2007). Systems analysis of zaragoza urban water system (spain): A preliminary assessment of environmental sustainability. Master’s thesis, UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft.
- Rounsevell, M., Robinson, D., and Murray-Rust, D. (2012). From actors to agents in socio-ecological systems models. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 367(1586):259–269.
- Ruijs, A., Zimmermann, A., and van den Berg, M. (2008). Demand and distributional effects of water pricing policies. *Ecological Economics*, 66(2-3):506–516.
- Salvador, R., Martinez-Cob, A., Cavero, J., and Playan, E. (2011). Seasonal on-farm irrigation performance in the ebro basin (spain): crops and irrigation systems.

- Scott, C. A., Bailey, C. J., Marra, R. P., Woods, G. J., Ormerod, K. J., and Lansey, K. (2012). Scenario planning to address critical uncertainties for robust and resilient waterâ“wastewater infrastructures under conditions of water scarcity and rapid development. *Water*, 4(4):848–868.
- Varela-Ortega, C., Sumpsi, J., Garrido, A., Blanco, M., and Iglesias, E. (1998). Water pricing policies, public decision making and farmers’ response: Implications for water policy. *Agricultural Economics*, 19(1-2):193–202.
- Wheeler, S., Bjornlund, H., Shanahan, M., and Zuo, A. (2008). Price elasticity of water allocations demand in the goulburn-murray irrigation district. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 52(1):37–55.
- Wise, S. and Crooks, A. (2012). Agent-based modeling for community resource management: Acequia-based agriculture. *Computers, Environment and Urban Systems*, 36(6):562–572.
- WWAP World Water Assessment Programme, editor (2012). *The United Nations World Water Development Report 4: Managing Water under Uncertainty and Risk*. Paris, UNESCO.

Anhang

Grafiken

Verteilung der Haushalte nach Größe

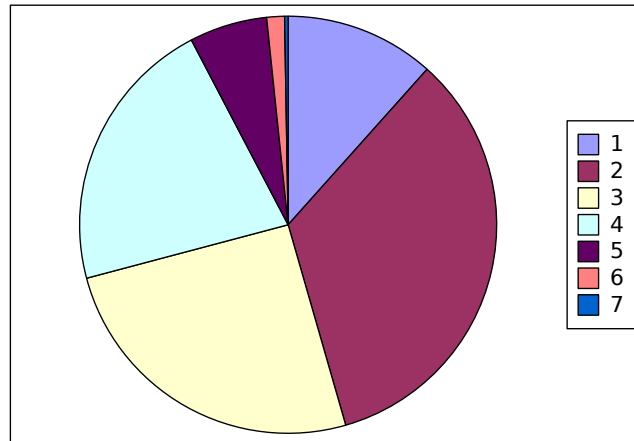


Abbildung A1:

Haushaltsgröße	prozentualer Anteil
1	11,61
2	33,94
3	25,33
4	21,45
5	6,03
6	1,38
7	0,27

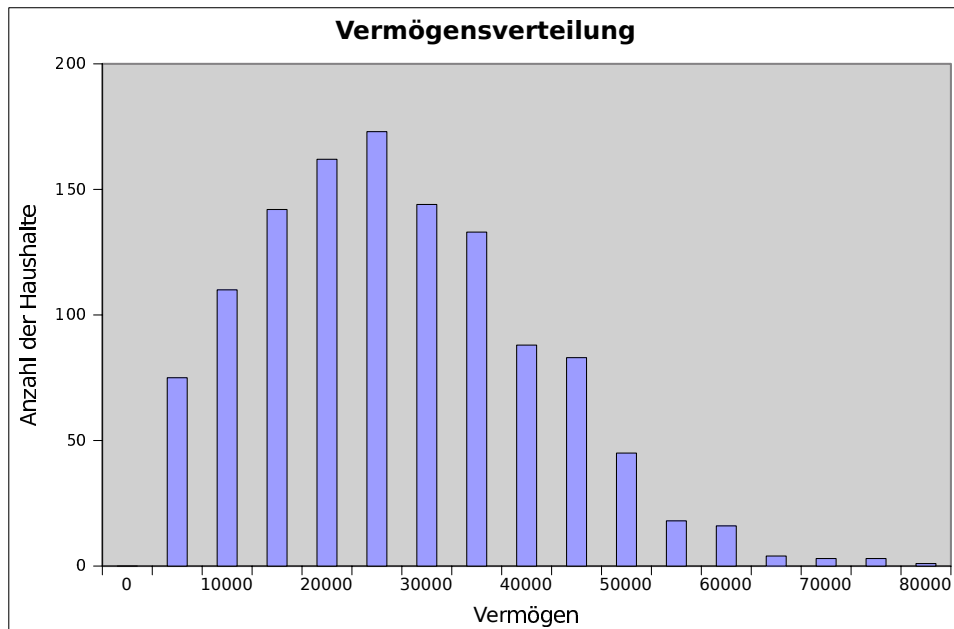


Abbildung A2:

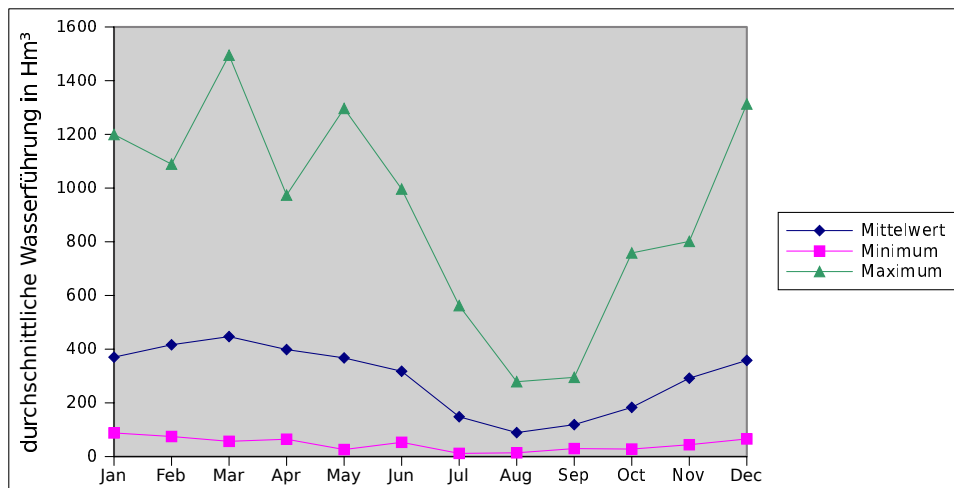


Abbildung A3: Wasserführung des Ebro im Jahresverlauf an der Messstation Tortosa, Angaben in Kubikhektometern (mio Kubikmeter)
, Quelle: UNH / GRDC Datenbank

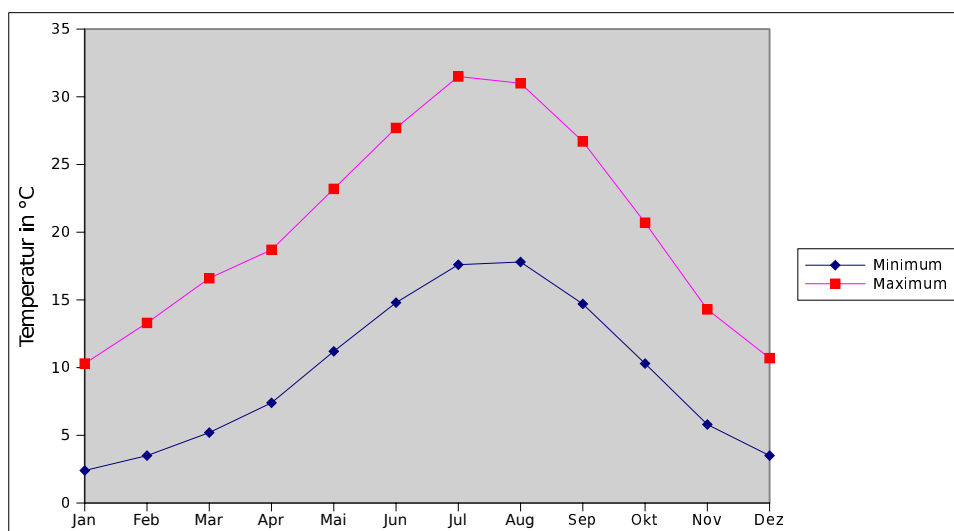


Abbildung A4: Durchschnittliche Temperaturen im Ebro-Becken, Messstation Saragossa