

Análise de valoração contingente das praias do bairro Rio Vermelho, Salvador-BA: uma aplicação dos instrumentos econométricos logit e probit

Kaleny Thays L. L. Oliveira¹

Resumo: Em muitas ocasiões se faz necessário estabelecer um valor monetário para recursos ambientais, como no caso de indenizações ou tomada de decisão. Dentre os métodos de valoração capazes de relacionar a provisão de recursos naturais a seus benefícios econômicos o Método de Valoração Contingente (MVC) se destaca pela capacidade de captar todos os tipos de valores apreendíveis por um método de valoração. Diante da espantosa transformação paisagística ocorrida nas praias do bairro Rio Vermelho objetiva-se estimar um valor monetário que possa indicar o prejuízo da população com a perda da qualidade de suas praias. A fim de considerar todas as variáveis pertinentes à análise, optou-se por aplicar os instrumentos logit e probit. Como resultado, foi possível atribuir o valor de R\$ 3.083.174,51 ao prejuízo anual ao bem-estar dos moradores do bairro com relação ao estado em que se encontram suas praias.

Palavras-chave: Valoração ambiental. Método de Valoração Contingente. Logit. Probit.

¹ Graduada em economia pela Universidade Federal de Goiás (UFG), tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal de Goiás (IFG), mestra em Economia pela Universidade Federal da Bahia (UFBA).

Abstract: On many occasions it is necessary to establish a monetary value to environmental resources, as in the case of compensation or decision making. Among the methods of valuation able to link the provision of natural resources to their economic benefits the Contingent Valuation Method stands out for its ability to capture all kinds of values capturing by a valuation method. Before the terror transformation of the beaches's Red River neighborhood's landscape, the objective is to estimate a monetary value that might indicate impairment of population loss in the quality of its beaches. In order to consider all relevant variables to the analysis, it was decided to apply the Logit and Probit instruments. As a result, it was possible to assign the amount of R\$ 3,083,174.51 to the annual loss to the well being of neighborhood residents regarding the state in which they are its beaches.

Keywords: Environmental valuation. Contingent Valuation Method. Logit. Probit.

I Introdução

O impacto do homem sobre o meio ambiente é inevitável e embora tenha se intensificado no último século não se caracteriza como um fenômeno recente. Ocorre desde a pré-história e tem aumentado em paralelo à expansão da atividade econômica, pois na medida em que passou a conhecer e dominar mais o ambiente em que vive, o homem desenvolveu processos que induziram a degradação ambiental. A existência humana gera danos ambientais, desde as necessidades fisiológicas até a utilização de recursos e geração de resíduos no sistema de produção e consumo. A intensidade dessa degradação depende da proporção em que o gerenciamento das atividades socioeconômicas considera a minimização dos impactos ambientais e da eficiência da tecnologia.

Diante da inevitabilidade destes impactos se apresenta o paradigma do desenvolvimento sustentável o qual está associado à minimização dos impactos ambientais negativos a partir do emprego de mecanismos de controle e prevenção à poluição, e de métodos de efficientização do uso dos recursos naturais. Há avanços importantes no meio científico no que tange aos aparatos necessários à consolidação do desenvolvimento sustentável. Dentre estes instrumentos se destaca a valoração monetária de recursos ambientais, como uma ferramenta de avaliação de grande relevância para a gestão do meio ambiente.

Em Salvador, o bairro Rio Vermelho, cuja história antecede à fundação da própria capital, abriga praias cujas qualidades e beleza original de primeiro balneário turístico da Bahia foram deturpadas pela ação antrópica, haja vista a poluição predominante na atualidade. Este fato motivou a calcular o prejuízo mensal para o bem-estar dos moradores e pescadores, em decorrência das inconformidades ambientais registradas nas praias. Uma série de métodos de valoração são capazes de relacionar a provisão de recursos naturais a seus benefícios, porém, a fim de obter o Valor Econômico Total (VET) mais abrangente possível, optou-se pelo Método de Valoração Contingente (MVC) devido à sua capacidade de captar os valores de não uso de bens e serviços, apresentando-se como o mais completo.

Então, qual valor deve ser atribuído às praias limpas no local? A aplicação do MVC pode responder a esta questão, além de captar informações que refletem as apreensões dos usuários potenciais do mercado de “praias limpas do bairro Rio Vermelho” e motivar o debate em torno da percepção ambiental em áreas urbanas. Para aferir o VET das praias do bairro Rio Vermelho adotou-se a perspectiva de valorar o bem-estar decorrente do investimento em tecnologia de controle de poluição e em programa de educação ambiental com a finalidade de manter as praias limpas. O modelo gerado foi viabilizado pela aplicação dos instrumentos econométricos logit e probit.

2 Delineamento do problema

A cidade de Salvador é uma das capitais brasileiras com fortes atrativos turísticos e culturais, devido a seus atributos históricos e naturais. Estes atributos são claramente identificados no bairro Rio Vermelho, importante local de referência turística da cidade. Porém, a beleza natural que atribuiu às praias do bairro o título de primeiro balneário turístico da Bahia (1880-1930), conforme Porto Filho (2009) já não detém os mesmos encantos ambientais, devido à drástica alteração em sua geografia, em decorrência da construção do emissário submarino iniciado em 1972 e, sobretudo, pelo processo de poluição do rio Lucaia, que deságua na praia da Mariquita, intensificado nos últimos 40 anos.

Com topografia bastante acidentada, a orla do bairro Rio Vermelho comporta as praias Sereia, Paciência, Santana, Mariquita e Buracão, entretanto, somente esta última apresenta condições de limpeza satisfatória. Há pontos nas demais praias em que a poluição é evidente pela presença de efluentes e resíduos sólidos diversos, tornando-as repulsivas,

principalmente as praias de Santana e da Mariquita. A partir das entrevistas aos moradores e pescadores se verifica que as praias do bairro Rio Vermelho, com exceção da praia do Buracão, e por ventura da praia da Paciência, não são consideradas limpas.

3 Modelo teórico: valoração monetária do meio ambiente sob o Método de Valoração Contingente (MVC)

A economia ambiental é normalmente considerada como um ramo da microeconomia cujo foco visa à definição de valor ou preço para alocação ótima de recursos (máximo ganho e mínimo dano). Dessa forma, parte-se do princípio de que o mercado é capaz de internalizar os custos ambientais e permitir assim a alocação eficiente dos recursos. (CAVALCANTI, 2010; MOTA, 2000) Desse modo, de acordo com a teoria neoclássica, a correção de falhas de mercado para bens e serviços ambientais relaciona-se às decisões individuais dos consumidores, de tal maneira que a solução ao problema pode ser encontrada dentro do instrumental da teoria do bem-estar. A função de bem-estar da sociedade relaciona-se com as preferências de cada indivíduo, a renda disponível e a utilidade de uma cesta de bens e serviços, tal que, os recursos da sociedade sejam alocados de acordo com a preferência revelada dos consumidores. (MOTA, 2000)

Segundo Seroa da Motta (1997), determinar o valor econômico de um recurso ambiental consiste em estimar o valor monetário desse recurso em relação aos outros bens e serviços disponíveis, sobretudo, a ideia é determinar o quão melhor ou pior estará o bem-estar das pessoas devido a mudanças na quantidade ou qualidade de bens e serviços ambientais. Logo, do ponto de vista econômico, o valor relevante de um recurso ambiental é aquele associado à tomada de decisão. Consequentemente, as técnicas de valoração ambiental buscam medir a preferência das pessoas por um recurso ou serviço ambiental e dessa forma, os valores são atribuídos às preferências das pessoas em relação às alterações na qualidade e ou quantidade ofertada do recurso ambiental e não necessariamente ao valor do recurso em si. (ORTIZ, 2003)

De maneira geral, os valores são atribuídos a partir da perspectiva da produção ou da demanda. Na perspectiva da produção o valor é obtido com base em bens relacionados ao recurso natural existente no mercado – faz-se uma estimativa a partir do que seria gasto, para prevenir ou recuperar um dano, ou um prejuízo/lucro associado ao bem ou serviço ambiental. A perspectiva da demanda aborda as preferências individuais.

Sendo assim, a mensuração desses valores se dá a partir do conceito da Disposição A Pagar (DAP) para garantir a existência, aumentar a quantidade ou qualidade de um recurso ambiental ou ainda, evitar um dano ou perda e de Disposição A Aceitar (DAA) para privar-se de um benefício, aceitar uma piora na qualidade ou redução da oferta de um recurso ambiental.

Para mensuração de um recurso ambiental é imprescindível identificar através de seus atributos, os valores componentes. Na literatura é comum desagregar o VET a partir da seguinte expressão:

$$(3.1) \text{ Valor Econômico Total (VET)} = (\text{VU}) + (\text{VNU}) \\ = (\text{Valor de Uso}) + (\text{Valor de Não Uso ou Valor de Existência})$$

Uma parcela do VET compõe-se de valor de não uso, porque além do valor associado à utilização do recurso, reconhecem-se valores associados à existência, valor que se constata sem o uso efetivo do recurso. O valor de existência é um consumo ambiental dissociado do uso (SEROA DA MOTTA, 1997, p. 12), ele surge da percepção que o indivíduo pode ter de fato sobre um dado recurso, atribuindo-lhe valor mesmo sem usufruir de seus atributos, mas deseje que a sua existência seja garantida, em razão de princípios culturais, éticos, morais, ou mesmo altruístas.

Por outro lado, o Valor de Uso (VU) compõe-se de:

- Valor de uso direto, que representa o valor do recurso associado ao consumo direto no tempo presente;
- Valor de uso indireto, que diz respeito ao valor do recurso advindo de benefícios do consumo de forma indireta;
- Valor de opção, que se origina do poder de decisão temporal quanto ao período de consumo. Consiste no uso direto ou indireto no futuro.

Assim, o VET distribui-se, em última análise, em:

$$(3.2) \text{ VET} = (\text{Valor de Uso Direto} + \text{Valor de Uso Indireto} + \text{Valor de Opção}) + \text{Valor de Existência}.$$

Vale ressaltar que esta composição não implica necessariamente, que todos os tipos de valores acima descritos devam ser contemplados em uma equação de valoração monetária ambiental, devendo-se, ainda, ter o cuidado de não contabilizar concomitantemente valores cujos usos se apresentem de forma excludente, como, por exemplo, os múltiplos usos diretos da água. No entanto, o MVC recebe destaque por captar todos os

valores apreendíveis, por outro lado, é o mais dispendioso por causa da necessidade de realização de entrevistas pessoais.

A partir dessas considerações, o valor do recurso ambiental proposto neste estudo, em se tratando das praias limpas do bairro Rio Vermelho, pode ser desagregado em:

$VET = (\text{Valor de Uso Direto} + \text{Valor de Uso Indireto} + \text{Valor de Opção}) + \text{Valor de Existência}.$

O Valor de Uso Direto é o mais prontamente identificado e é evidenciado pelo uso das praias em atividades recreativas, lazer e apreciação cênica. A valorização dos imóveis que decorrem de melhorias da qualidade das praias locais e do rio Lucaia, o crescimento do turismo e seus desdobramentos na economia local, constituem valores de uso indireto que devem ser percebidos. Os moradores desejosos que suas gerações futuras possam ter acesso a praias de qualidade, ainda que não a utilizem no presente, revelam a percepção do valor de opção. Finalmente, o valor de existência é expresso pelo desejo das pessoas por melhoria e manutenção da qualidade ambiental das praias, mesmo não fazendo os usos diretos e indiretos delas no presente.

Atualmente o MVC é a técnica mais utilizada na estimação do valor dos recursos ambientais. O MVC faz uso de pesquisas amostrais com a população envolvida para identificar diretamente, em termos monetários, as preferências individuais em relação a bens e serviços ambientais que não são comercializados no mercado. A partir dessas amostras, valores individuais sobre o uso e o não uso são atribuídos a um recurso natural. Os entrevistados são questionados em simulação de um mercado hipotético, de maneira mais próxima possível do mundo real, e informados sobre os atributos do recurso em consideração, para então, responderem sobre a sua disposição a pagar ou a receber para obter benefícios ou aceitar danos.

Quando os usuários expressam sua opinião sobre a disposição a pagar, eles revelam concomitantemente suas preferências subjetivas com base em uma restrição orçamentária previamente definida. Assim, estão conscientes da melhor combinação de bens e ou serviços capazes de maximizar suas funções de utilidade. (MOTA, 2000) Finalmente os valores individuais obtidos com a realização de entrevistas são agregados, permitindo uma estimativa dos benefícios totais gerados com o uso do recurso ambiental.

4 Base de dados

4.1 Amostragem

Devido à ausência de uma legislação que delimite os bairros de Salvador não há uma delimitação oficial para o bairro Rio Vermelho, contudo, conforme contagem do censo demográfico de 2010, baseado na delimitação realizada em trabalho recente pela Universidade Federal da Bahia (UFBA) em parceria com diversos órgãos do estado e município,² a população do referido bairro é de 18.334 habitantes. Os moradores do bairro Rio Vermelho representam a população a ser referenciada na amostragem, pois são os principais beneficiados com alterações ambientais em análise.

Para a determinação do tamanho n da amostra, de modo que, com 95% de confiança, a média amostral fosse a menos de R\$1,10 da média populacional, adotou-se a metodologia apresentada por Stevenson (1981) para populações finitas e desvio-padrão desconhecido:

$$(4.1) n = \frac{t^2 \cdot s_x^2 N}{t^2 \cdot s_x^2 + e^2(N - 1)}$$

Onde n é o tamanho da amostra, t é o valor crítico que corresponde ao grau de confiança desejado, S é a estimativa do desvio padrão da população e e indica a diferença máxima entre a média amostral e a verdadeira média populacional. Logo, a aplicação de uma pesquisa piloto com 31 questionários válidos foi decisiva para determinação da estimativa da variância, bem como para definição da forma de pagamento e das faixas de valores a serem utilizados na questão sobre a DAP pelo formato referendo. Tendo obtido a estimativa de desvio padrão de 8,6315 e observando os demais requisitos, chegou-se ao tamanho amostral estimado em 234:

² O Caminho das Águas em Salvador: bacias hidrográficas, bairros e fontes. Disponível em: <http://www.pnud.org.br/publicacoes/atlas_salvador/index.php>. Aqui referenciado como Santos e colaboradores (2010).

$$(4.2)n = \frac{1,96^2 \cdot 8,6315^2 \cdot 18334}{1,96^2 \cdot 8,6315^2 + 1,10^2 \cdot 18333} = 233,54$$

Contudo, na determinação do tamanho amostral também se observou a estimativa em proporções:

$$(4.3)n = \frac{N \cdot \hat{p} \cdot \hat{q} \cdot (Z_{\alpha})^2}{\hat{p} \cdot \hat{q} \cdot (Z_{\alpha})^2 + (N-1) \cdot E^2}$$

Em que n é o tamanho da amostra, z^2 é o valor crítico que corresponde ao grau de confiança desejado, $\hat{p} \cdot \hat{q}$ é a variabilidade do fenômeno estudado e E^2 o erro máximo tolerável. Como a estimativa da probabilidade de ocorrência do evento ‘ \hat{p} ’ não foi previamente estabelecida, adotou-se o valor máximo 0,50. A partir de um intervalo de 95% de confiança para a proporção populacional disposta a contribuir com algum valor para obtenção do benefício “praias limpas do Rio Vermelho” e com erro máximo tolerável de 0,06, obteve-se uma amostra de 263 indivíduos:

$$(4.4) \quad n = \frac{18334 \cdot 0,5 \cdot 0,5 \cdot 1,96^2}{0,5 \cdot 0,5 \cdot 1,96^2 + 18333 \cdot 0,06^2}$$

Optou-se por maior amostra – 270 indivíduos – que corresponde à diferença máxima entre a média amostral e a verdadeira média populacional de aproximadamente R\$ 1,03, conforme (4.5):

$$(4.5) \quad n = \frac{1,96^2 \cdot 8,6315^2 \cdot 18334}{1,96^2 \cdot 8,6315^2 + 1,03^2 \cdot 18333} = 265,88$$

A necessidade de aleatoriedade na seleção amostral está relacionada a um importante aspecto do comportamento humano: a heterogeneidade das preferências. Segundo Maia, Romeiro e Reydon (2004), se atitudes que influenciam a DAP são muito heterogêneas numa população, mas

homogêneas na amostra, o procedimento de amostragem poderá ser uma fonte potencial de erro na estimativa da DAP agregada. Ou seja, a DAP obtida poderá tão somente refletir os interesses de um grupo específico. Para garantir a aleatoriedade, a amostra total foi dividida em subamostras, respeitadas as proporções de moradores em cada setor censitário definido pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

O questionário piloto foi aplicado no dia 18 de outubro de 2011 de forma aleatória em três regiões de grande circulação no bairro Rio Vermelho: largo da Mariquita, praça Brigadeiro Farias Rocha e praia do Buracão. A versão final do questionário foi aplicada exclusivamente pela autora, no período diurno de 01 a 24 de novembro de 2011 e 17 de abril de 2012. Todas as regiões do bairro foram atendidas no plano dos setores censitários. Com o auxílio de um mapa e de uma lista contendo os logradouros do bairro e setores censitários correspondentes assegurou-se a abrangência da amostra.

4.2 Abordagem e questionário

No intuito de simular um mercado hipotético o mais próximo quanto possível das características existentes no mundo real, de modo que as preferências reveladas nas entrevistas reflitam as decisões dos agentes caso o mercado de fato existisse, o cenário proposto determinou que o pagamento dos benefícios resultantes da despoluição e manutenção das praias do bairro seria de responsabilidade dos moradores e se consolidaria de forma altamente fatível: pagamento de uma taxa mensal a uma Organização Não Governamental (ONG) para custear o projeto e a manutenção do programa, por meio de um carnê de “sócio das praias do Rio Vermelho”. Conforme exposto, utilizou-se como medida de valoração a “disposição a pagar”. Segundo Maia, Romeiro e Reydon (2004), a DAP tem se mostrado a forma mais adequada para valorar alterações na provisão para uma larga classe de bens públicos e tem sido o formato comumente adotado.

O mecanismo indicado pelo painel NOAA³ para obtenção do valor é o de formato em referendo. Nesta abordagem, o entrevistado

3 Painel criado pela *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA, pertencente ao Departamento de Comércio norte-americano), com o reconhecimento da validade do MVC como o único método capaz de captar o valor de existência, adicionando diversas recomendações à aplicação do método. (SERÔA DA MOTTA, 1997)

realizará uma escolha dicotômica sobre sua disposição a pagar ou receber um determinado valor por um ativo, previamente se estabelece um intervalo de valores para escolha, mas apenas um valor é oferecido, aleatoriamente ao entrevistado, que caso rejeite não será questionado por um segundo valor. No fim das entrevistas haverá uma taxa de aceitação para cada valor, com a qual é possível estimar a função de utilidade indireta para o recurso. (MAIA; ROMEIRO; REYDON, 2004) O método de lances livres ou aberto consiste no formato de questão pioneiro no MVC. Nesse formato, no caso de se usar a DAP, pergunta-se ao entrevistado qual a sua máxima disposição a pagar por um benefício ambiental, sua adoção é justificada por agregar informações relevantes ao estudo.

Para definir a série de valores dentro do formato referendo recorreu-se às respostas à questão aberta sobre a disposição a pagar em pesquisa piloto. Logo, apenas o questionário final trata a questão no formato referendo. Nele, foram realizadas três perguntas associadas à DAP: inicialmente pergunta-se aos moradores sobre a disposição em contribuir financeiramente para a preservação das praias limpas, no caso afirmativo, pergunta-se, qual o valor máximo, em reais, que estariam dispostos a contribuir, então, é questionado(a) sobre o valor do formato referendo correspondente ao questionário. No caso de uma “indisposição a pagar”, pede-se que indiquem o principal motivo da decisão. Esta abordagem permitiu a obtenção do valor nos formatos referendo e aberto.

A principal pergunta da pesquisa é atendida no questionário, logo, como não há nenhum valor real que sirva de referência, ele deve ser construído segundo procedimentos que facilitem a definição de características que minimizem tanto quanto possível, o surgimento de vieses. No intuito de evitar esses erros, de modo a assegurar clareza e aumentar a aceitabilidade do questionário, priorizou-se o uso de perguntas fechadas, considerando-se a estratégia de escalas, ordenamento e opções “não sei” e “outros”. A opção “não sei” não foi apresentada e seu registro ocorreu nos casos em que ela se mostrou necessária.

Para garantir a organização e fluência do questionário, perguntas afins foram dispostas juntas compondo quatro blocos temáticos separados por cabeçalhos: o primeiro bloco tinha por função a triagem, pois consiste em verificar se o entrevistado reside no bairro, condição

necessária para entrevista, e em registrar o logradouro de sua residência; o segundo bloco mesclou questões sobre a avaliação do entrevistado a respeito do bairro, serviço de esgotamento e responsabilidade ambiental, sendo intitulado como “apresentação do tema”. Este bloco ofereceu suporte para avaliar a percepção⁴ e a consciência ambiental do entrevistado, que são elementos evidenciados caso cite o problema de esgotamento do bairro, quando chamado para avaliar este aspecto, e se compartilha da responsabilidade pela preservação da praia limpa. O terceiro bloco intitulou-se de “perfil” e compôs-se de questões pessoais sobre a caracterização socioeconômica. O quarto e último bloco aborda perguntas de valoração e recebeu o título de “sua opinião”.

5 Modelo analítico: probit, logit e procedimentos econométricos

Por causa da formulação da pergunta sobre a DAP de maneira a limitar a resposta para um formato dicotômico, em que o entrevistado opta entre “sim” e “não”, o tratamento de dados para a aferição dos benefícios ambientais deve ser realizado a partir de modelos com variáveis dependentes binárias. Para isso, as variáveis recebem o valor 1 caso se verifique uma situação pré-definida e 0 caso contrário.

Para modelar de maneira mais realística a regressão em que a variável de escolha é dicotômica, a fim de garantir que as probabilidades condicionais y_i fiquem no intervalo de 0 e 1, $0 \leq E(y/x) \leq 1$, recorre-se à Função de Distribuição Cumulativa (FDC⁵). Em geral, as FDCs escolhidas para representar esses modelos são o logístico e o normal, o primeiro dando origem ao modelo logit e o segundo ao modelo probit (ou normit). (GUJARATI, 2006, p. 480) A diferença entre os resultados gerados em ambos é praticamente inexpressiva.

4 Percepção ambiental refere-se ao modo como o indivíduo percebe o ambiente, suas expectativas, satisfações, insatisfações, julgamentos e condutas. Cada indivíduo percebe, reage e responde diferentemente frente às ações sobre o meio. (FAGGIONATO, 2012)

5 A FDC fornece a probabilidade de uma variável aleatória x assumir um valor menor ou igual a x_0 , onde x_0 é um valor numérico específico de x . Isto é, $F(x)$, a FDC de x , é $F(x = x_0) = P(x \leq x_0)$.

5.1 Probit

O modelo estatístico probit expressa a probabilidade p de uma variável dependente tomar o valor 1 como:

$$p = P[Z \leq \beta_1 + \beta_2 x] = \Phi(Z \leq \beta_1 + \beta_2 x) \quad (5.1)$$

em que Φ é a função probit, uma função não linear de β_1 e β_2 , daí a suposição de não linearidade do modelo.

A FDC normal padrão é expressa como uma integral:

$$F(z) = \Phi(z) \equiv \int_{-\infty}^z \phi(u) du \quad (5.2)$$

em que $\Phi(z)$ é a densidade normal padrão. Uma vez que Z é uma variável aleatória normal padronizada, então,

$$\phi(z) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \cdot e^{-0.5z^2}$$

a função probit é expressa deste modo, como:

$$\Phi(z) = P[Z \leq z] = \int_{-\infty}^z \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \cdot e^{-0.5z^2} du \quad (5.4)$$

de acordo com Amemiya (1981, p. 1489), o modelo probit foi o primeiro a popularizar-se, pois surgiu das aplicações em modelos de respostas qualitativas na biométrica, tanto pelo argumento do teorema do limite central como, também, por causa da popularidade da propriedade de distribuição normal em estatísticas em geral. Mais tarde, o modelo logit ganhou popularidade, em parte, segundo Amemiya (1981), devido a uma vigorosa promoção de Berkson (1951).⁶ Contudo, a distribuição cumulativa logística, base de concepção do modelo logit, é algebricamente mais simples do que a distribuição cumulativa normal.

⁶ BERKSON, J. Why I prefer logits to probits, *Biometrics*, p. 327-59, dec. 1951.

5.2 Logit

A função de distribuição cumulativa logística pode ser expressa na forma (5.5),

$$P_i = \frac{1}{1+e^{-z_i}} = \frac{e^z}{1+e^z} = A(z) \quad (5.5),$$

dentro do intervalo $[0,1]$ para todos os números z reais, onde $z = \beta'X_i$, β é o vetor dos parâmetros e X_i o vetor de variáveis explicativas. No modelo logit a curva utilizada para restringir as probabilidades no intervalo $[0,1]$ assume um formato em S divergente do modelo probit. As probabilidades se aproximam de limites inferior e superior entre $[0,1]$ sob taxas iguais e à medida que se aproximam tornam-se assintóticas na vizinhança desses limites. Assim como a distribuição normal empregada no modelo probit, a distribuição logística tem média zero. Porém, a sua variância é $\pi^2/3$. Essas características são relevantes nas aproximações entre os coeficientes dos dois modelos.

O modelo logit é então definido a partir da função de regressão logística, na forma (5.6):

$$P_i (y_i = 1) = \frac{e^{\beta'X_i}}{1+e^{\beta'X_i}} = A(\beta'X_i) \quad (5.6),$$

para efeito do presente estudo, P é a probabilidade de que o entrevistado responda “sim” à pergunta referente à DAP, “se ele está disposto a pagar determinado valor pela despoluição e preservação das praias”, e x são as observações que interferem e determinam a resposta do entrevistado. Assim, à medida que X_i aumenta, $P_i = E(Y = 1 / X)$ varia sem retirar-se da faixa $[0,1]$. Segue que y_i representa a variável *dummy*, de maneira que $y_i = 1$ indica o “sucesso” – a ocorrência de determinado evento, no caso, a disponibilidade em contribuir mensalmente para o programa de despoluição das praias e, analogamente, pode-se definir a probabilidade de “insucesso” em (5.7):

$$P_i (y_i = 0) = 1 - P_i = \frac{1}{1+e^{\beta'X_i}} = 1 - A(\beta'X_i) \quad (5.7)$$

portanto, tem-se que,

$$\frac{P_i}{1-P_i} = \frac{1+e^{\beta'X_i}}{1+e^{-\beta'X_i}} = e^{\beta'X_i} \quad (5.8)$$

onde consiste na razão de chances a favor de pagamentos para obtenção dos benefícios por manter as praias limpas. Se, $P_i = 0,6$, por exemplo, significa que há três chances contra duas a favor da disposição a pagar. O logaritmo natural da razão de chances resulta no modelo logit:

$$L_i = \ln\left(\frac{P_i}{1-P_i}\right) = Z_i = \beta_1 + \beta_2 x_i \quad (5.9)$$

L é denominado o “logit”, por conseguinte, modelos nesse formato são denominados modelos logit. Desse modo, o modelo logit transforma o problema de prever probabilidades no intervalo $[0, 1]$ no problema de prever as chances de um acontecimento, as quais podem tomar qualquer valor na linha dos números reais. (AGUIRRE; FARIA, 1995)

5.3 Estimação de logit e probit⁷

Devido a não linearidade dos modelos logit e probit, sua estimação não pode ser realizada por Mínimos Quadrados Ordinários (MQO) ou Mínimos Quadrados Ponderados (MQP). Uma alternativa seria então recorrer a versões não lineares desses métodos. Contudo, esta opção não oferece vantagens sob o emprego da Estimação de Máxima Verossimilhança (EMV), pois este último método consiste da estimação de parâmetros desconhecidos de maneira que a probabilidade de observar a variável dependente seja a máxima.

A esperança condicionada de y é obtida a partir de (5.10) e (5.11):

$$E(Y_i / X_i) = 0 [1-F(X' \beta)] + 1 [F(X' \beta)] = F(X' \beta) \quad (5.10)$$

$$E(Y_i / X_i) = P_i(Y = 1) = F(X_i' \beta) \quad (5.11)$$

⁷ A maior parte da apresentação a seguir baseia-se em Greene (2003) e Amemiya (1981).

Conforme a notação adotada para efeito de identificação, $F(X_i'\beta)$ é substituído por $\Phi(z)$ – função de distribuição cumulativa normal – quando se trata do modelo probit e assume a forma $\Lambda(X_i'\beta)$ – função de distribuição cumulativa logística – quando referir-se ao modelo logit. Uma propriedade necessária em um modelo de probabilidade, e não encontrada no Modelo de Probabilidade Linear, consiste em garantir que as probabilidades pertençam ao intervalo $[0,1]$, o que é assegurado pela relação não linear entre P_i e X_i verificadas nas funções de distribuição cumulativa logística e normal.

Qualquer que seja a distribuição usada é importante observar que os parâmetros do modelo de regressão não linear não são necessariamente os efeitos marginais. Em geral, tem-se:

$$\frac{\partial E[Y / X]}{\partial x} = \left\{ \frac{dF(x'\beta)}{d(x'\beta)} \right\} \beta = f(x'\beta)\beta \quad (5.12)$$

onde $f(\cdot)$ é a função densidade correspondente à distribuição cumulativa, $F(\cdot)$. Para a distribuição normal, tem-se:

$$\frac{\partial E[Y / X]}{\partial x} = \Phi(x'\beta)\beta \quad (5.13)$$

onde $\Phi(Z)$ é a densidade normal padrão. Para a distribuição logística,

$$\frac{d\Lambda(x'\beta)}{d(x'\beta)} = \frac{e^{x'\beta}}{(1+e^{x'\beta})^2} = \Lambda(x'\beta)[1 - \Lambda(x'\beta)] \quad (5.14)$$

Então, no modelo logit,

$$\frac{\partial E[y / X]}{\partial x} = \Lambda(x'\beta)[1 - \Lambda(x'\beta)]\beta \quad (5.15)$$

Para computar os efeitos marginais, considerando que seus valores variarão com os valores de x , pode-se calcular a expressão utilizando-se a média amostral dos dados ou a média amostral dos efeitos marginais individuais.

A obtenção do estimador de máxima verossimilhança necessários aos modelos logit e probit requer a densidade de y_i dado x_i , que pode ser escrita como uma função de densidade de probabilidade:

$$f(y/x_i; \beta) = [F(x'_i \beta)]^y [1 - F(x'_i \beta)]^{1-y}, y = 0, 1, \quad (5.16)$$

dessa forma, quando $y = 1$, obtêm-se $P(y = 1) = F(x_i \beta)$ e quando $y = 0$ obtêm-se $1 - F(x_i \beta)$. Denota-se por $f_i(y_i)$ a probabilidade de que $y_i = 1$ ou 0 .

Dada uma amostra aleatória de tamanho n , a função de probabilidade conjunta de observar os n valores Y , ou seja, $f(y_1, y_2, \dots, y_n)$ é descrita como:

$$f(y_1, y_2, \dots, y_n) = \prod_{i=1}^n f_i(y_i) = \prod_{i=1}^n [F(x'_i \beta)]^{y_i} [1 - F(x'_i \beta)]^{1-y_i} \quad (5.17)$$

cada y_i é sorteado independentemente e cada y_i tem a mesma função de densidade, por isso a função de densidade de probabilidade conjunta é obtida a partir do produto das funções de densidade individuais. A probabilidade conjunta dada pela equação (5.17) é conhecida como função de verossimilhança.

$$MV(\beta/x, y) = \prod_{i=1}^n f_i(y_i) = \prod_{i=1}^n [F(x'_i \beta)]^{y_i} [1 - F(x'_i \beta)]^{1-y_i} \quad (5.18)$$

O logaritmo natural de (5.18) facilita sua manipulação, assim, obtêm-se a função de verossimilhança logarítmica,

$$\ln MV(\beta/x, y) = \sum_{i=1}^n \{y_i \ln [F(x'_i \beta)] + (1 - y_i) \ln [1 - F(x'_i \beta)]\} \quad (5.19)$$

em ambos os modelos, logit e probit, $F(\cdot)$ fica estritamente entre 0 e 1. Logo, $MV(\beta)$ será bem definido para todos os valores de β . O estimador de máxima verossimilhança $\hat{\beta}_{MV}$ é definido como o valor de $\hat{\beta}$ que maximiza a equação (5.19). Assim, a depender da FDC utilizada, $\hat{\beta}_{MV}$ será o estimador probit ou logit.

A diferenciação de $\ln MV$ em relação ao vetor coluna β , produz um vetor coluna de derivadas

$$\frac{\partial \ln MV}{\partial \beta} = \sum_{i=1}^n \frac{y_i - F(x'_i \beta)}{F(x'_i \beta)[1 - F(x'_i \beta)]} f(x'_i \beta) x_i \quad (5.20)$$

onde f denota a derivada de F . Nos modelos probit ou logit, $F = \Phi$ ou Λ , respectivamente, β_{MV} é a solução da equação

$$\frac{\partial \ln MV}{\partial \beta} = 0. \quad (5.21)$$

pode ser provado que $\ln MV$ é globalmente côncava, ou seja, $\ln MV$ tem um único máximo local. Logo, a solução de (5.19) é única desde que y_i não seja exclusivamente 1 ou exclusivamente 0 para todo i , implicando que seja qual for o processo iterativo para convergir ao ponto estacionário, também convergirá para o máximo global neste modelo. (AMEMIYA, 1981, p. 1495) A condição de segunda ordem de $\ln MV$ é necessária para definir a matriz de variância-covariância. Sob condições gerais, o estimador de máxima verossimilhança é consistente e assintoticamente normal, com a matriz de variância-covariância assintótica igual a $-(E^{-1})$. Diferenciando o vetor coluna $\partial \ln MV / \partial \beta$ com respeito ao vetor linha β , resultará na matriz derivada de segunda ordem.

Onde f' é a derivada de f . Considerando-se a esperança matemática de (5.22)

$$\begin{aligned} \frac{\partial^2 \ln MV}{\partial \beta \partial \beta'} = & - \sum_{i=1}^n \left[\frac{y_i}{F^2(x'_i \beta)} + \frac{1 - y_i}{[1 - F(x'_i \beta)]^2} \right] f^2(x'_i \beta) x_i x'_i \\ & + \sum_{i=1}^n \left[\frac{y_i}{F(x'_i \beta)} - \frac{F(x'_i \beta)}{[1 - F(x'_i \beta)]} \right] f'(x'_i \beta) x_i x'_i \end{aligned} \quad (5.22)$$

seja v o operador da matriz de variância-covariância,

$$\frac{E\partial^2 \ln MV}{\partial \beta \partial \beta'} = - \sum_{i=1}^n \frac{f^2(x_i' \beta)}{F(x_i' \beta) [1 - F(x_i' \beta)]} x_i x_i' \quad (5.23)$$

uma estimativa de $V \hat{\beta}_{MV}$ é obtida ao calcular (5.24) com $\hat{\beta}_{MV}$.

Contudo, para estimação do modelo recorre-se a programas estatísticos como Eviews, R-Project, Minitab e STATA. Na interpretação de modelos com regressando binário, maior importância é dada a estimativas convincentes dos efeitos *ceterisparibus* das variáveis explicativas do que à qualidade de ajustamento. (WOOLDRIDGE, 2010)

Apesar da similaridade dos resultados da estimação dos modelos logit e probit em termos de significância estatística e precisão de ajustamento, os valores dos coeficientes estimados não são diretamente comparáveis. A esse respeito, e tendo em vista os diferentes valores das variâncias nos modelos, 1 no probit e $\pi^2/3$ no logit, estabeleceu-se uma relação de equivalência com fins de comparação. Multiplicando o coeficiente probit pelo desvio padrão da distribuição logística, $\pi/\sqrt{3} \cong 1,81$, obtém-se uma aproximação do coeficiente logit. Analogamente, multiplicando o coeficiente do modelo logit por 0,55 (= 1/1,81) obtém-se o coeficiente probit.

6 Especificação do modelo e análise comparativa de resultados

Para agregar preferências individuais, consolidando uma estimativa dos benefícios totais gerados por dado recurso ambiental recomenda-se, o uso de um modelo econométrico que relacione a DAP ou DAA pelo recurso ambiental – variável endógena – com as variáveis exógenas sobre as quais, as preferências individuais são condicionadas. A escolha do modelo dependerá do formato das questões de valoração. Quando as perguntas são feitas em um formato aberto – formato pioneiro – devem ser utilizados os modelos de regressão linear múltipla, contudo, o exercício econométrico nesse caso, restringe-se à avaliação da confiabilidade dos valores identificados na pesquisa em relação às variáveis socioeconômicas. (SEROA DA MOTTA, 2004) Já no caso de DAP discretas de um formato *referendum* ou jogos de leilão, são utilizados modelos logit e probit. (MAIA; ROMEIRO;

REYDON, 2004) Em consonância com o painel NOAA adotou-se o formato referendo, o qual será explanado a seguir.

6.1 Formalização do método referendo⁸

Suponha que um morador do bairro Rio Vermelho derive sua utilidade dos benefícios das praias limpas e de sua renda monetária. Para representar praias limpas, a variável b é introduzida, onde $b = 1$ representa “praia limpa”, se o indivíduo acredita beneficiar-se de praias limpas em seu bairro, e $b = 0$ significa “praia poluída” caso o indivíduo acredite que as praias do bairro não estejam limpas. A renda é denotada por y , e outros atributos observáveis do indivíduo que podem afetar suas preferências (por exemplo, grau de instrução, frequência às praias etc.) são indicados pelo vetor s . Se o entrevistado acredita beneficiar-se de praias limpas em seu bairro, dada a situação atual, a sua utilidade será $u_1 \equiv u(1, y; s)$, se ele não acredita beneficiar-se de praias limpas no bairro, a sua utilidade será $u_0 \equiv u(0, y; s)$.

Há um consenso entre os entrevistados quanto à poluição das praias do bairro. Portanto, parte-se do pressuposto de que $u(b, y, s) = u_0 \equiv u(0, y; s)$. Deste modo, a implementação do programa de despoluição e manutenção das praias limpas possibilita um novo cenário no qual os moradores podem ser beneficiados com praias limpas caso o programa seja aceito por meio de uma contribuição monetária mensal. Nesta perspectiva considera-se que a função de utilidade $u = u_j(j, y, s)$, com $j = 0$ ou 1 , onde $j = 0$, representa a recusa ao pagamento pela obtenção do benefício e $j = 1$ representa a disposição a pagar.

Uma suposição crucial é que, embora o indivíduo conheça sua função de utilidade $u(h, y, s)$, com certeza, ela contém alguns componentes que não são observáveis ao investigador econométrico e são tratados pelo investigador como estocásticos; Estes servem para gerar a estrutura estocástica do modelo estatístico de resposta binária.⁸ (HANEMANN, 1984, p. 333)

⁸ Esta formalização está baseada em Hanemann (1984) e a notação utilizada seguiu Aguirre e Faria (1996).

Estes componentes inobserváveis poderiam ser características do indivíduo ou atributos das alternativas de praia limpa/não limpa ou ambos. Assim, a partir do ponto de vista do econométrico, u_0 e u_1 são variáveis aleatórias com dada distribuição de probabilidade paramétrica e de médias, $v(0, y; s)$ e $v(1, y; s)$, que dependem das características observáveis do indivíduo através de funções paramétricas dadas. Equivalentemente, eles podem ser escritos

$$u(j, y; s) = v(j, y; s) + E_j, \quad j = 0, 1, \quad (6.1)$$

onde E_0 e E_1 são variáveis aleatórias com média zero. Quando perguntado sobre sua disponibilidade em pagar uma quantia mensal R\$ x para o programa de despoluição das praias do Rio Vermelho, o indivíduo irá aceitar a proposta se

$$v(1, y - x; s) + E_1 \geq v(0, y; s) + E_0 \quad (6.2)$$

e recusá-la no caso contrário.

O indivíduo sabe ao certo qual a escolha que maximiza sua utilidade, mas para o investigador econométrico, a resposta do indivíduo é uma variável aleatória cuja distribuição de probabilidade é dada por

$$\begin{aligned} P_1 &\equiv Pr \{ \text{disposição individual a pagar} \} \\ &= Pr \{ v(1, y - x; s) + E_1 \geq v(0, y; s) + E_0 \} \\ P_0 &\equiv Pr \{ \text{disposição individual a NÃO pagar} \} = 1 - P_1 \end{aligned} \quad (6.3)$$

seja $\eta \equiv E_1 - E_0$ seja $F_\eta(\cdot)$ a f.d.c. de η . A probabilidade da disposição a pagar pode ser escrita como

$$P_1 = F_\eta(\Delta v), \quad (6.4)$$

no modelo probit, $F_\eta(\cdot)$ é a normal padrão f.d.c., enquanto no modelo logit, a f.d.c. é uma variável logística padrão, onde,

$$\Delta v \equiv v(1, y - x; s) - v(0, y; s) \quad (6.5)$$

assim, se o modelo estatístico de resposta binária for interpretado como o resultado de uma escolha maximizadora de utilidade, o argumento de $F_\eta(\cdot)$ em (6.29) deve tomar a forma de uma diferença de utilidade como em (6.30). Esta condição é análoga às condições de integrabilidade na teoria

de demanda convencional. (HANEMANN, 1984) Desta forma, de acordo com Hanemann (1984), fornece um critério para verificar a compatibilidade de um determinado modelo estatístico com a hipótese econômica de maximização da utilidade e, ainda, se oferece um procedimento prático para especificar a forma funcional do modelo estatístico: primeiro postula-se alguma forma funcional para $v(j, y; s)$, $j = 0, 1$ e, em seguida, calcula-se a diferença Δv . Por exemplo, suponha que

$$v(j, y; s) = \alpha_j + \beta y, \beta > 0 \quad J = 0, 1, \quad (6.6)$$

onde o vetor s tem sido suprimido;⁹ então,

$$\begin{aligned} \Delta v &= \alpha_1(s) + \beta(y-x) - \alpha_0(s) - \beta y, \quad (6.7) \\ &= [\alpha_1(s) - \alpha_0(s)] - \beta x \\ &= (\alpha_1 - \alpha_0) - \beta x \\ &= \alpha - \beta x \end{aligned}$$

e o modelo estatístico de escolha discreta toma a forma $P_1 = F\eta(\alpha - \beta x)$, onde $\alpha \equiv (\alpha_0 - \alpha_1)$.¹⁰

Note que, no caso do modelo de utilidade (6.7), as probabilidades de escolha discreta P_0 e P_1 são independentes da renda individual, y . Então, não ocorre 'efeito renda'. (HANEMANN, 1984)

Quando confrontado com um valor de contribuição mensal x , o indivíduo poderá aceitar associar-se ao programa se a proposta for inferior ou igual à sua máxima DAP, ($x \leq mxdap$) e recusar no caso contrário. Então, em alternativa a (6.4), a probabilidade de aceitação pode ser expressa como:

$$P_1 = Pr \{x \leq mxdap\} \equiv G_{mxdap}(x) \quad (6.8)$$

comparando 6.5 com 6.8,

$$G_{mxdap}(x) \equiv F\eta[\Delta v(x)] \quad (6.9)$$

⁹ "A crucial assumption is that, although the individual knows his utility function $u(h, y; s)$ with certainty, it contains some components which are unobservable to the econometric investigator and are treated by the investigator as stochastic; these serve to generate the stochastic structure of the statistical binary response model."

¹⁰ Os termos α_0 , α_1 , e β são funções de s .

tendo em vista que a questão principal nesta seção é a forma de obter uma medida de utilidade teórica do valor em dinheiro da praia limpa para o morador individual, utilizando o modelo de resposta binária, conceitualmente, busca-se o preço máximo que o morador estaria disposto a pagar por praias limpas no seu bairro, ou seja, para um morador com renda y e características s , deve ser encontrada a quantidade x^* , que satisfaz

$$u(1, y-x^*; s) = u(0, y; s). \quad (6.10)$$

em palavras, R\$ x^* é o “valor (ou preço) de indiferença”, que faria com que uma pessoa permanecesse indiferente perante a escolha entre dois “pacotes” alternativos: praias poluídas e renda total (y), ou praias limpas e renda menor ($y-x^*$), sendo x^* a quantia mensal a se pagar para a obtenção desse benefício. (AGUIRRE; FARIA, 1995) Portanto, o preço x a ser estimado consiste no valor cuja probabilidade de obter uma resposta positiva – aceitação ao programa – seja de 50%. Este valor mediano é considerado o máximo valor que um indivíduo estaria disposto a pagar pelo programa em análise, e é a base para calcular o valor total do benefício procurado. (AGUIRRE; FARIA, 1995)

Embora x^* seja um número fixo para o morador individual, para o investigador econométrico é uma variável aleatória desde que a função utilidade $u(b, y; s)$ seja conhecida com um único componente aleatório E_j e, portanto, x^* dependa da variável aleatória η , ($\eta = E1 - E0$). Assim, o valor mediano de x é associado ao ponto de indiferença do indivíduo em relação a sua escolha entre os dois pacotes alternativos. Supondo-se que η tenha uma distribuição logística ou normal padronizada, em ambos os casos a mediana é igual à média e igual a zero. Portanto, o valor $\eta = 0$ está associado ao ponto de indiferença, $F\eta(0) = 0,5$. Em $\Delta(v) = \eta = 0$ o indivíduo estaria indiferente entre aceitar ou rejeitar o programa, e o valor médio (e mediano) de x é considerado como o valor que o indivíduo estaria disposto a pagar pela realização do programa (x^*). Por conseguinte, pode-se escrever:

$$Pr\{\Delta v = \eta = 0\} = F\eta(\Delta v = 0) = 0,5.$$

Nos modelos logit e probit tem-se que $F\eta(0) = 0,5$, e, dado que em ambos os casos a média e a mediana correspondem ao ponto onde a variável padronizada é igual a zero, em ambos os modelos, x^* satisfaz a seguinte condição: $\Delta v(x^*) = 0$. Considerando o modelo de utilidade

(6.31), a partir do qual chega-se a $\Delta v = \alpha - \beta x$, temos que $\alpha - \beta x^* = 0$, o que implica em:

$$x^* = \frac{\alpha_0 + \alpha_1(\overline{\text{variável}}_1) + \dots + \alpha_n(\overline{\text{variável}}_n)}{\beta} \quad (6.11)$$

Assim, de (6.11) obtém-se a estimativa do benefício individual dividindo pelo coeficiente da variável de maior interesse – preço – o somatório da constante com o produto do valor médio de cada uma das variáveis restantes pelos correspondentes coeficientes. (AGUIRRE; FARIA, 1995)

6.2 Análise comparativa de resultados

Para valoração do recurso praia limpa seguem as principais características socioeconômicas (valrendaset e escnew) e comportamentais (freqrv e ctprio) que se revelaram potencialmente úteis para explicar a decisão do entrevistado(a) em se dispor a pagar ou não pela melhoria das praias.

- Valrendaset: valores médios de renda familiar em reais dispostos em sete categorias, desde um a mais de 30 salários mínimos vigentes: 545,00; 817,50; 1.907,50; 4.087,50; 8.175; 13.625 e 16.350;
- Escnew: grau de instrução organizado também em sete categorias: (1) Não estudou à 4^o série do ensino fundamental; (2) 5^o a 8^o série do ensino fundamental; (3) Ensino médio incompleto ou em curso; (4) Ensino médio completo; (5) Superior incompleto ou em curso; (6) Superior completo e (7) Pós-graduação.
- Freqrv: assume o valor 1 caso o entrevistado(a) frequente as praias do bairro e 0, caso contrário;
- Ctprio: diz respeito à percepção ambiental, a qual é registrada com o algarismo 1 caso o(a) entrevistado(a) tenha citado o problema de poluição da praia com esgotos em momento específico.
- p refere-se ao “preço”, ou seja, valor em reais sugerido de forma aleatória ao entrevistado como contribuição mensal para limpeza e manutenção das praias. São distribuídas nove categorias de valores entre os questionários, a saber: 0,50; 2,75; 5,00; 10,00; 15,00; 20,00; 25,00; 30,00 e 50,00.

Assim, o modelo econométrico resultante para explicar a disposição a pagar um valor preestabelecido no questionário (valdap), resultou em:

$$Valdap_{0,i} (valrendaset, escnew, freqrv, ctprio, p) \quad (8.2)$$

a ser utilizado com as ferramentas logit (Quadro 1) ou probit (Quadro 2).

Quadro 1 – Resultados estimados do modelo logit

```
. logit valdap valrendaset escnew freqrv ctprio p
Iteration 0: log likelihood = -187.12011
Iteration 1: log likelihood = -170.75345
Iteration 2: log likelihood = -170.59273
Iteration 3: log likelihood = -170.59259

Logistic regression
Log likelihood = -170.59259
Number of obs = 270
LR chi2(5) = 33.06
Prob > chi2 = 0.0000
Pseudo R2 = 0.0883
```

valdap	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
valrendaset	.0000338	.0000335	1.01	0.313	-.0000319	.0000995
escnew	-.1754364	.1000457	-1.75	0.080	-.3715224	.0206495
freqrv	.5957624	.2638113	2.26	0.024	.0787017	1.112823
ctprio	.6759722	.3332162	2.03	0.042	.0228804	1.329064
p	-.0399437	.0093526	-4.27	0.000	-.0582745	-.0216128
_cons	.8944859	.4871348	1.84	0.066	-.0602809	1.849253

Fonte: Elaboração própria com base na pesquisa de campo, 2012.

Quadro 2 – Resultados estimados do modelo probit

```
. probit valdap valrendaset escnew freqrv ctprio p
Iteration 0: log likelihood = -187.12011
Iteration 1: log likelihood = -170.75496
Iteration 2: log likelihood = -170.65544
Iteration 3: log likelihood = -170.65543

Probit regression
Log likelihood = -170.65543
Number of obs = 270
LR chi2(5) = 32.93
Prob > chi2 = 0.0000
Pseudo R2 = 0.0880
```

valdap	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
valrendaset	.0000203	.000002	1.01	0.311	-.0000189	.0000595
escnew	-.1079723	.0612333	-1.76	0.078	-.2279873	.0120427
freqrv	.3643242	.1610732	2.26	0.024	.0486265	.6800218
ctprio	.415622	.2047537	2.03	0.042	.014312	.816932
p	-.0242162	.0055344	-4.38	0.000	-.0350635	-.013369
_cons	.5509163	.2996999	1.84	0.066	-.0364846	1.138317

Fonte: Elaboração própria com base na pesquisa de campo, 2012.

Para estimar o benefício individual calcula-se o valor médio (e mediano) conforme explicitado, $p^* = x^* = \alpha_0 + \alpha_1 (\text{variável}_1 + \dots + \alpha_n (\text{variável}_n)) / \beta$, onde o numerador é a constante somada ao produto do valor médio de cada

uma das variáveis restantes pelos correspondentes coeficientes e β é o coeficiente da variável preço. Para o cálculo, o Quadro 3 apresenta os valores médios das variáveis, além do desvio padrão e valores extremos.

Quadro 3 – Informações básicas sobre variáveis do modelo

Variable	Obs	Mean	Std. Dev.	Min	Max
valdap	270	.5074074	.5008735	0	1
valrendaset	270	4913.074	4272.825	545	16350
escnew	270	4.622222	1.467703	1	7
freqrv	270	.5555556	.4978268	0	1
ctprio	270	.2148148	.4114565	0	1
p	270	17.58333	14.93574	.5	50

Fonte: Elaboração própria com base na pesquisa de campo, 2012.

Os modelos gerados a partir do logit e probit são, respectivamente:

$$\text{Valdap}_{\text{Logit}} = 0,8944859 + 0,0000338 \text{ valrendaset} - 0,1754364 \text{ escnew} + 0,5957624 \text{ freqrv} + 0,6759722 \text{ ctprio} - 0,0399437 \text{ p}$$

$$\text{Benefício individual}_{\text{Logit}} = \text{R\$ } 18,171321$$

$$\text{Valdap}_{\text{Probit}} = 0,5509163 + 0,0000203 \text{ valrendaset} - 0,1079723 \text{ escnew} + 0,3643242 \text{ freqrv} + 0,415622 \text{ ctprio} - 0,0242162 \text{ p}$$

$$\text{Benefício individual}_{\text{Probit}} = \text{R\$ } 18,304435$$

Verifica-se que os valores dos benefícios individuais obtidos através dos modelos logit e probit são muito próximos, R\$ 18,17 a partir do modelo logit e R\$ 18,30 pelo modelo probit. Estes valores também não se distanciam muito do valor médio de p, R\$ 17,58. Contudo, a variável valrendaset não se mostrou significativa, nem ao menos ao nível de significância de 10%. O cálculo do benefício individual considerando apenas as variáveis significantes resultou em R\$ 14,01392 pelo modelo logit e em R\$ 14,18589, a partir do modelo probit. Novamente muito próximos. O valor considerado para o cálculo do valor das praias limpas para o bairro Rio Vermelho é este obtido a partir da forma de cálculo mais conservadora, a qual exclui a variável não significativa valrendaset, por conseguinte, obtém o valor mais conservador do benefício.

Para o cálculo do valor econômico total das praias limpas para o bairro Rio Vermelho é necessário multiplicar o benefício individual pela população beneficiada. Tomando-se os valores obtidos pelo modelo 1, considerando-se todas as variáveis significativas, o VET para as praias do bairro será: benefício individual x número de habitantes do bairro, haja vista que todos serão beneficiados, a disposição a pagar foi perguntada individualmente e a proporção dos indispostos a pagar já está implícita

no cálculo de p^* . Assim, seguem os valores do benefício total mensal e anual pelos métodos:

Logit

R\$ 14,01392/mês x 18.334 hab. = R\$ 256.931,20928 → 3.083.174,511/ano

Probit

R\$ 14,18589/mês x 18.334 hab. = R\$ 260.084,2906 → 3.121.011,4872/ano

Não paramétrico¹²

R\$ 13,85541/mês x 18.334 hab. = R\$ 254.025,08694 → 3.048.301,043/ano

Estes valores referem-se aos prejuízos mensais e anuais ao bem-estar dos moradores do bairro com relação ao estado em que se encontram suas praias. Para facilitar comparações adotou-se o valor do passivo obtido através do modelo logit, por encontrar-se entre os obtidos pelos métodos probit e não paramétrico.

7 Considerações finais

Como qualquer outro método de valoração do meio ambiente, o MVC propõe uma valoração exclusivamente monetária, portanto, é lógico que seja produto da disposição a pagar individual dadas suas preferências. O valor total de um ativo natural não pode ser integralmente revelado por relações de mercado, pois engloba elementos desconhecidos e componentes incomensuráveis, embora haja pré-disposição entre os economistas neoclássicos em valorar a tudo. Além disso, uma vez que o valor de uma DAP está sujeito à restrição orçamentária do indivíduo também não cabe falar em valor total, o que se obtêm é o sinal de preço, equivalente ao valor econômico total.

Assim, a valoração econômica ambiental deve se restringir onde o conhecimento do valor econômico, puro e simplesmente, possa ser útil para agregar à discussão, ou seja, sua aplicação não significa que será o único elemento utilizado na tomada de decisão. O uso desta informação deve considerar adicionalmente e indispensavelmente outras técnicas de avaliação em uma análise transdisciplinar, como defendido pela economia ecológica.

Os valores obtidos para o recurso ambiental praias limpas do bairro Rio Vermelho pelos instrumentos logit, probit e análise não paramétrica foram muito próximos, consistindo, respectivamente em R\$ 3.083.174,51, R\$ 3.121.011,49 e R\$ 3.048.301,04. Esta proximidade já era esperada para os modelos logit e probit, mas foi uma surpresa para análise não paramétrica. Dadas as condições atuais das praias do bairro, estes valores

também se referem aos prejuízos anuais ao bem-estar dos moradores do bairro com relação ao estado em que se encontram suas praias.

Contudo, é preciso ter bom senso para reconhecer situações em que o método não deve ser empregado, as quais estão associadas, sobretudo, a limitações financeiras que interfiram significativamente no formato da pesquisa, acontecimentos recentes que possam influenciar a DAP/DAA sugerindo o adiamento, e elevado índice de pobreza e de problemas sociais. Como exposto, conclui-se pela legitimidade do método, o qual veio para agregar sendo, portanto, bem vindo e válido sob muitos aspectos da gestão ambiental.

Referências

AGUIRRE, A.; FARIA, D. M. C. P. Avaliação contingente de investimentos ambientais: um estudo de caso. *Estudos Econômicos*, São Paulo, v. 26, p. 85-109, jan./abr. 1996.

AMEMIYA, T. Qualitative response models: a survey. *Journal of Economic Literature*, Stanford, CA, v. 19, n. 4, p. 1483-1536, dez.1981.

ARROW, K. et al. *Report of the NOAA panel on contingent valuation*. jan. 1993. Disponível em: <<http://isites.harvard.edu/fs/docs/icb.topic1163647.files/Handouts/NOAA%20Panel%20Report.pdf>> . Acesso em: 5 jan. 2011.

CAVALCANTI, C. Concepções da economia ecológica: suas relações com a economia dominante e a economia ambiental. *Estudos avançados*, São Paulo, v. 24, n. 68, p. 53-67, 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142010000100007&lng=en&nrm=iso> . Acesso em: 5 jan. 2011.

FAGGIONATO, S. Percepção ambiental. Disponível em: <http://educar.sc.usp.br/biologia/textos/m_a_txt4.html> . Acesso em: 25 maio 2012.

GUJARATI, D. N. *Econometria básica*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2006.

HANEMANN, W. M. Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discret responses. *American Journal of Agricultural Economics*, Saint Paul, Minn.,v. 66, n. 3, p. 332-341, ago. 1984.

MAIA, A. G.; ROMEIRO, A. R.; REYDON, B. P. *Valoração de recursos ambientais: metodologias e recomendações*. Campinas, SP: Unicamp, 2004. (Texto para discussão, n. 116).

MOTA, J. A. *Valoração de ativos ambientais como subsídio à decisão pública*. 2000. 262 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável) - Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, Brasília, 2000.

NOGUEIRA, J. M.; MEDEIROS, M. A. A.; ARRUDA, F. S. T. de. Valoração econômica do meio ambiente: ciência ou empiricismo? *Cadernos de Ciência e Tecnologia*, Brasília, DF, v. 17, n. 2, p. 81-115, maio/ago. 2000.

ORTIZ, R. A. Valoração econômica ambiental. In: MAY, P. H.; LUSTOSA, M. C.; VINHA, V. (Org.). *Economia do meio ambiente: teoria e prática*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003.

PORTO FILHO, U. M. *Rio Vermelho, de Caramuru a Jorge Amado*. Salvador: IGHB, 2009.

SANTOS, E. et al. (Org.). *O caminho das águas em Salvador: bacias hidrográficas, bairros e fontes*. Salvador: CIAGS/UFBA: SEMA, 2010.

SEROA DA MOTTA, R. *Manual para valoração econômica de recursos ambientais*. Rio de Janeiro: Ministério do Meio Ambiente, 1997. Disponível em: <<http://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/pdf/manual-para-valoracao-economica-de-recursos-ambientais.pdf>>. Acesso em: 10 jun. 2010.

STEVENSON, W. J. *Estatística aplicada à administração*. São Paulo: Harper & Row do Brasil, 1981.

WOOLDRIDGE, J. M. *Introdução à econometria: uma abordagem teórica*. Tradução José Antônio Ferreira. São Paulo: Cengage Learning, 2010.

Colofão

Formato	17 x 24 cm
Tipologia	CG Omega Lydian BT
Papel	75 g/m ² (miolo) Cartão Supremo 250 g/m ² (capa)
Impressão	EDUFBA
Capa e Acabamento	Cian gráfica
Tiragem	150 exemplares